

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

EFFETS DE L'URBANISATION SUR LES COMMUNAUTÉS DE POISSONS
DANS LES RUISSEAUX URBAINS CANADIENS

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

ALEXANDRE L. BOURASSA

JUILLET 2017

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

J'aimerais commencer par remercier la meilleure directrice de maîtrise de tout l'Anthropocène, Beatrix. Merci de m'avoir fait confiance en 2015 pour ce projet. Merci de m'avoir appuyé tout au long de ce cheminement, d'avoir cru en moi à chaque étape, et de m'avoir aidé à me relever à chaque fois que je doutais. Merci de ton implication, ta patience et de ta rapidité à nous répondre, une qualité souvent sous-évaluée chez les directrices et directeurs de recherche. Merci aussi d'avoir partagé ta curiosité et les discussions en dehors de la science, sur l'histoire et la philosophie de l'écologie. Je me sens devenir un scientifique plus complet de cette façon. Merci à mon codirecteur, Jan, pour m'avoir fait comprendre l'importance de la multidisciplinarité en recherche et de ta manière décontractée de gérer des étudiants et étudiantes. Merci aussi de m'avoir permis de faire autre chose que de l'écologie pendant ses 2 années, ce fût diverse et agréable ! J'en profite également pour remercier mes amies, amis et collègues des 2 laboratoires auxquels j'étais rattaché : Nicolas Fortin St-Gelais, Richard Vogt, Cindy Paquette, Gillian Martin, Katherine Velghe, Marilyne Robidoux, Elder Sodré, Vincent Fugère, Katie Pagnucco, Patricia Pernica, Jennifer Barrow, Marie-Pier Hébert, Gabriel Chiasson-Poirier, Louis-Gabriel Pouliot, Mathieu Monfette, Antoine Prince, Ariane Lefebvre, et plus spécialement Laurent Fraser, mon mentor dans ce projet. Merci pour le support mental, les discussions, les festivités et les sorties de terrain! Vous m'avez tellement appris! Aussi, j'aimerais remercier les gens rattachés au GRIL-UQAM et au GRIL en général, pour le prêt de matériel, le bon temps et les activités étudiantes. Je pense notamment aux étudiantes et étudiants des laboratoires de Paul del Giorgio, Yves Prairie, Alison Derry, Philippe Juneau, Roxane Maranger, Daniel Boisclair, Marc Amyot et Dolors Planas et Dylan Fraser. J'y ai connu des gens passionnés et très intelligents. J'espère que notre amitié ira au-delà de ce projet de maîtrise. Finalement, j'aimerais remercier Amina Pollard et toute l'équipe du Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds du

U.S. EPA, pour m'avoir reçu les bras ouverts et m'avoir supporté intellectuellement pendant mon stage.

En dehors de l'académique, plusieurs organismes et personnes m'ont aidé à mener à bien ce projet. Je voudrais remercier les gens formidables du CRE Laval : Guy, Sophie, Marie-Christine, Magali mais surtout les Rambos qui sont venus échantillonner avec nous durant les étés: Barnabé, Roxanne, Charlie, Karim, Valérie, Chany, Felipe, Mariame. Du MFFPQ, un énorme merci à Étienne Drouin et Florent Archambault pour les conseils concernant les verveux et leur professionnalisme. De Services Correctionnels Canada, Isabelle Vincent et Frédéric Bussière, pour nous avoir permis d'échantillonner aux sites sur votre juridiction, votre curiosité scientifique et votre professionnalisme. Également, un énorme merci aux résidentes et résidents de Laval de nous avoir permis d'échantillonner sur leurs propriété, pour les discussions, la curiosité et nous avoir prouvé que ces études écologiques avaient un sens en dehors de l'université. Ce fut très motivant.

Au plan personnel, je veux remercier tous mes amis et amies pour la compréhension dont ils ont fait preuve quand je devais dire non à une activité pour me concentrer sur mon travail. Je me reprends dans les prochaines années! À la charmante Bianca, merci de ton support constant, de ton sourire ravageur, de ton amour infini, de ta bonne cuisine, mais surtout de ta présence à mes côtés pendant ses 2 années. Je nous souhaite encore plein de bon temps. Tu es la meilleure pour moi. Je veux aussi remercier mes parents, pour m'avoir poussé et soutenu lors de mes études post-secondaires. Sans vous, je ne pourrais pas avoir terminé cette maîtrise. Tout ça, je le dois à vous, et je sais que vous êtes fiers de moi. Ce mémoire vous est dédié. Je veux remercier mes frères pour avoir crû en moi et m'avoir demandé au moins 16 fois chacun quel était mon sujet de recherche! J'ai pu trouver la force de terminer et améliorer ce projet en lisant ou en discutant avec ces gens inspirants: Aldo Leopold, John B. Callicott, Pierre Dansereau, Frère Marie-Victorin, Pierre Legendre, Antoine C. Dussault, Élyse Caron-Beaudoin, Marc-Olivier Beausoleil, Cédric Lejeune. Merci

de m'avoir donné le goût de me dépasser. Je suis très fier de ce que j'ai accompli, et c'est grâce à vous.

Ce projet n'aurait pu voir le jour sans le support financier de plusieurs organismes, notamment le programme FONCER-ÉCOLAC du CRSNG, le GRIL-UQAM et la Fondation de la Communauté Juive de Montréal, avec le *Fond Stephen Bronfman pour les études environnementales*.

Un énorme merci aux artistes suivants pour la motivation lors des longues nuits d'écriture et les voyages en dehors de la science: A Tribe Called Quest, Bad Religion, The Cat Empire, Grover Washington Jr., Have Heart, Herbie Hancock, Johannes Brahms, Klô Pelgag, Propagandhi, Sloche, Solids, Streetlight Manifesto, Tower of Power. Finalement, la voix apaisante et les beaux dessins de Bob Ross.

Je veux terminer cette section de remerciements en reconnaissant que cette étude des ruisseaux de Laval a été menée sur le territoire ancestral traditionnel et non-cédé de la nation Mohawk (Kanien'keha:ka) (ACPPU, 2016).

"I used to think the top environmental problems were
biodiversity loss, ecosystem collapse and climate change.
I thought that with 30 years of good science
we could address this problem.
But I was wrong.
The top environmental problems are
selfishness, greed and apathy...
And to deal with those we need
a spiritual and cultural transformation.
-and we scientist don't know how to do that."

-Gus Speth

When despair for the world grows in me
and I wake in the night at the least sound
in fear of what my life and my children's lives may be,
I go and lie down where the wood drake
rests in his beauty on the water, and the great heron feeds.
I come into the peace of wild things
who do not tax their lives with forethought
of grief. I come into the presence of still water.
And I feel above me the day-blind stars
waiting with their light. For a time
I rest in the grace of the world, and am free.

- Wendell Berry, *The Peace of Wild Things*

"Not only does ecology inform our conception of the natural environment,
it reforms our conception of who we are as human beings.
That, in turn, entails a reformed conception
of the proper human relationship with the natural environment."

-J.B. Callicott

AVANT-PROPOS

Ce mémoire de maîtrise en biologie résume les deux années de ma démarche pour l'obtention du grade de *Maître Ès Sciences*. Ce projet s'inscrit dans le domaine de l'écologie des communautés, plus particulièrement l'écologie des métacommunautés, qui vise à étudier les interactions des différences populations d'espèces entre elles et leur environnement. Ce projet d'étude est issu du projet Ruisseaux Urbains de Laval, mis en place par le Conseil Régional de l'Environnement de Laval (CREL) avec la collaboration du Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie et Environnement Aquatique à l'UQAM (GRIL-UQAM) et le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MFFPQ). L'objectif principal du projet Ruisseaux Urbains de Laval était de caractériser l'état des ruisseaux internes de la ville de Laval, en vue de sélectionner les zones à conserver ou restaurer. Cette étude des ruisseaux a commencé en 2013 avec le ruisseau Papineau-Lavoie, à Laval. 6 autres ruisseaux se sont ajoutés en 2014 et 2015, et plusieurs autres ont été identifiés comme ajouts potentiels. Deux projets de maîtrise en écologie aquatique ont pu profiter de cette opportunité d'étudier les ruisseaux en milieu urbain (voir aussi le mémoire de Laurent Fraser, UQAM, 2015). Ces deux études soulignent le rôle crucial des CRE et des universités dans les communautés afin de faire le suivi des milieux naturels d'une région donnée, et que leur financement est très important (et bien souvent incomplet) afin qu'ils puissent poursuivre leurs activités. Les partenariats entre les CRE, les groupes de recherche universitaires et les ministères sont une excellente manière de favoriser l'interdisciplinarité et d'arriver plus facilement à atteindre nos objectifs, surtout si toutes les parties s'entendent sur les-dits objectifs. Je me souhaite de toujours mettre d'avant la collaboration entre les institutions et les communautés, et de transmettre ce savoir tout au long de ma carrière d'écologue.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
AVANT-PROPOS	v
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES.....	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	ix
LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS.....	x
RÉSUMÉ.....	xi
INTRODUCTION.....	12
CHAPITRE I: DYNAMIQUES DES RUISSEAUX EN MILIEUX URBAINS	19
1. Volet géomorphologique.....	19
1.1 Effets de l'urbanisation sur les régimes hydrologiques	19
1.2 Réponses géomorphiques des ruisseaux à l'urbanisation.....	20
1.3 Changements du régime thermique des ruisseaux en réponse à l'urbanisation	21
2. Volet écologique	23
2.1 Effets de l'urbanisation sur les paramètres physico-chimiques de l'eau	23
2.2 Effets de l'urbanisation sur les communautés de poissons et leurs habitats	24
CHAPITRE 2: ALIVE BUT NOT WELL: LINKING URBANIZATION TO DEPAUPERATE FISH COMMUNITY IN URBAN CANADIAN STREAMS	27
INTRODUCTION.....	28
METHODS	31
RESULTS	40
DISCUSSION	48
APPENDIX	56
CONCLUSION	62
LISTE DES RÉFÉRENCES	68

LISTE DES TABLEAUX

Table 3.1. Hydrology and landscape profile of the seven sampled streams.	33
Table 3.2: Significant Pearson correlation coefficients between environmental variables and land use types across all stream sites.	37
Table 3.3: Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models relating each biotic index to local habitat characteristics..	43
Table 3.4: Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models explaining biotic indices by land use type.....	43
Table 3.5: Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models relating each biotic index to water characteristics.....	44
Table 3.6. Slopes and statistics across the 7 study streams for (a) Bray-Curtis and Jaccard community similarities and Euclidean environmental similarity versus geographical distance (Distance-decays). (b) Bray-Curtis and Jaccard community similarities versus environmental similarity.	47
Table 3.7. Total abundance and total richness for four stream fish community by sampling gear: M= minnow traps, F= fyke nets..	47
Table A1: Variable abbreviations and their definitions, as well as transformation and category to which they belong.	56
Table A2. Fish species ID codes, observed total abundance across all streams (estimated using: M=minnow trap, F=fyke net), relative tolerance and trophic levels.	58
Table A3. Least-square means for fish richness between streams.....	59

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Projections de la population urbaine mondiale par continent..	13
Figure 2. Résumé des effets du syndrome des ruisseaux urbains.....	15
Figure 3. Diagramme conceptuel résumant les effets directs et indirects du recouvrement imperméable sur les communautés de poissons et leurs habitats..	18
Figure 4. Hydrographe comparant les régimes de débit des zones urbaines et non-urbaines.....	20
Fig. 1. Location of the 80 stream sampling sites.	31
Fig. 2. PCA biplot of the fish community composition data for minnow traps..	42
Fig. 3. IC LOESS regression for each biotic index..	46
Fig. 4. Map of the stream sites indicating the LCBD, or site community uniqueness coefficients and % IC..	46
Figure A1. Distance-decay relationships between a) environmental similarity and distance, b and c) fish community similarities and distance.	61

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AIC	Critère d'information d'Akaike
ANOVA	Analyse de variance
CMM.....	Communauté Métropolitaine de Montréal
CPUE.....	Captures par effort d'échantillonnage
GAM.....	Modèle additif généralisé
GIS	Système d'information géographique
IC	Recouvrement imperméable
IQBR	Indice de Qualité des Bandes Riveraines
IQH	Indice de Qualité de l'Habitat
LCBD	Contribution locale à la diversité bêta
LOESS	Régression locale
logit	Transformation logistique
MDDEPQ.....	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MFFPQ	Ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs du Québec
BMI	Macroinvertébré benthique
NAWQA	<i>National Water-Quality Assessment</i>
ONU	Organisation des Nations Unies
PC1	Première composante principale
PC2	Seconde composante principale
PCA	Analyse en composantes principales
pH	Puissance hydrogène
RDA	Analyse de redondance canonique
RI	Recouvrement imperméable
SCBD.....	Contribution de l'espèce à la diversité bêta
s.d.....	Écart-type
USGS	<i>United States Geological Survey</i>

USEPA.....	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USS	<i>Urban Stream Syndrome</i>
YSI	<i>Yellowspring InstrumentTM</i>

LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

%	Pourcentage
°C	Degré Celsius
cm	Centimètre
km	Kilomètre
m	Mètre
mL	Millilitre
mm	Millimètre

RÉSUMÉ

Avec la hausse de la population humaine vivant en ville et l'étalement urbain en découlant, les pressions anthropiques sur les écosystèmes aquatiques en milieux urbains ont atteints des niveaux jamais vus auparavant. La perte d'habitats et de biodiversité, ainsi que la baisse de la qualité de l'eau sont trois conséquences bien connues de l'urbanisation dans ces écosystèmes. Malgré le fait que les impacts sur la qualité de l'eau et les régimes de courants ont été largement étudiés par le passé, peu de recherches ont été faites sur les liens entre urbanisation, qualité d'habitats, et diversité de poissons et leur dispersion, particulièrement dans le sud du Canada. Pour tester l'effet de l'urbanisation sur les communautés de poissons et leurs habitats, nous avons rassemblé et analysé des données provenant de sept ruisseaux de la région métropolitaine de Montréal. Nous avons échantillonné les communautés de poissons et une panoplie de variables environnementales, dont le recouvrement imperméable, notre indicateur de l'urbanisation. Nos modèles de régressions multiples ont démontrés que la qualité de l'habitat avait la plus grande influence sur nos quatre indices biotiques. Nos courbes de régressions locales (LOESS) nous ont aidés à montrer une baisse de la diversité associée à une augmentation du recouvrement imperméable. Nos courbes de décomposition de la similarité ont montré que les communautés de poisson étaient limitées dans leur déplacement. Nos résultats de l'analyse de la contribution locale à la bêta-diversité (LCBD) étaient variables parmi nos ruisseaux, mais cette contribution était bien souvent agrégée dans des régions de hautes ou basses valeurs, montrant aussi une limitation au déplacement des poissons. Nos résultats indiquent donc que ces ruisseaux sont perturbés, qu'ils supportent seulement quelques espèces très tolérantes à la pollution, et que ces espèces sont limitées dans leur déplacement au sein des ruisseaux par des barrières naturelles ou de nature anthropiques. La réhabilitation de ces communautés de poisson repose sur des aménagements qui pourraient améliorer la qualité de l'eau et la complexité des habitats. La recolonisation de ces ruisseaux par d'autres espèces habitant les rivières avoisinantes a été explorée par des analyses supplémentaires, et celle-ci pourrait survenir naturellement si les barrières physiques sont éliminées. Finalement, cette étude identifie les sites qui sont les plus pertinents pour la conservation dans cette région hautement urbanisée.

MOTS-CLÉS : Courbe de décomposition de la similarité, bêta-diversité, complexité de l'habitat, communauté de poisson, recolonisation.

INTRODUCTION

En 2014, un rapport de l'ONU sur les patrons d'urbanisation globaux nous annonçait que plus de la moitié de la population mondiale (54%) vivait maintenant en zone urbaine, une hausse de 30% en 50 ans (United Nations, 2014; Fig. 1.1). Les régions les plus urbaines sont, sans surprise : Amérique du Nord (82%), Amérique latine (80%), et Europe (73%). Les prochaines décennies vont également contribuer à cette urbanisation, puisqu'on prévoit que 66% de la population mondiale sera urbaine en 2050. Bien sûr, cette hausse sera surtout concentrée dans les pays en fort taux de développement, principalement ceux de l'Afrique et de l'Asie (United Nations, 2014). Au Québec, même constat. À titre d'exemple, la ville de Laval avait, en 2015, une proportion d'utilisation des terres de type urbaine similaire à la moyenne nationale des villes (60%) et la deuxième plus grande population citadine de la province après Montréal (420 000 habitants) (Ville de Laval, 2017).

Les impacts de cette hausse des populations et de l'étalement urbain sur les écosystèmes naturels à l'intérieur ou en périphérie de ces zones urbaines sont bien connus et ont été largement étudiés par le passé. En calculant la proportion d'utilisation du sol dédiée aux zones urbaines dans une région donnée, plusieurs écologues ont pu l'associer avec une homogénéisation et fragmentation des habitats (Riley *et al*, 2003; McKinney, 2006), une diminution de l'abondance et de la richesse en espèces (King *et al*, 2005; McKinney, 2008), une hausse des espèces tolérantes à la pollution (Wang *et al*, 2003; Violin *et al*, 2011), et une perte des fonctions écologiques des écosystèmes (McDonnell et Pickett, 1990; Alberti, 2005; Meyer *et al*, 2005). Ces conséquences sont-elles aussi généralisables au niveau des écosystèmes aquatiques? Est-ce que les écosystèmes lotiques drainant les zones urbaines subissent les mêmes effets délétères?

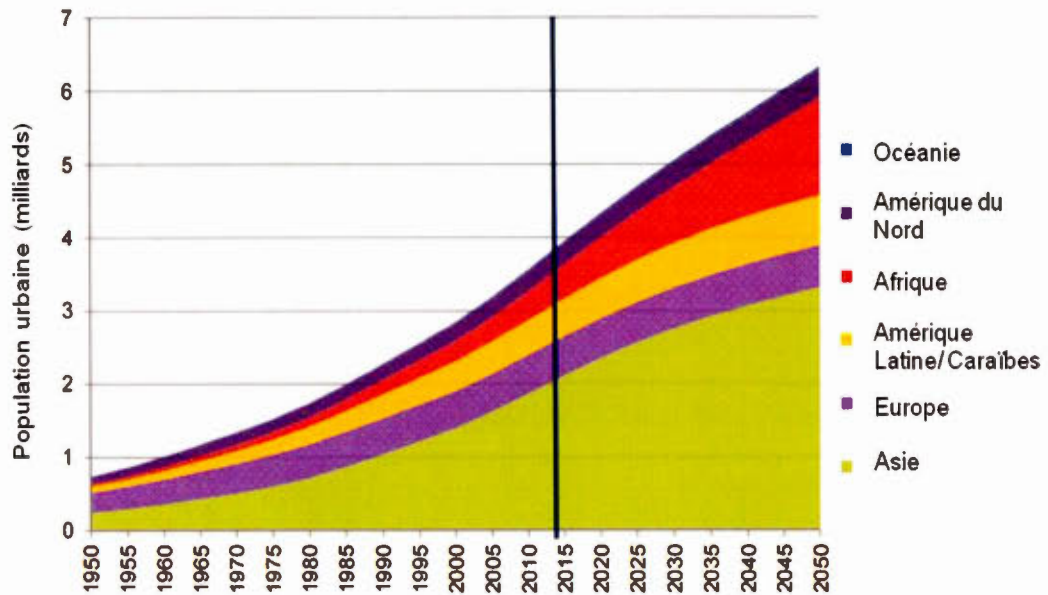


Figure 1.1. Projections de la population urbaine mondiale par continent. Modifié de United Nations, 2014.

Les écosystèmes lotiques en milieux peu perturbés sont parmi les plus dynamiques et diversifiés dans le monde (Ward, 1998; Allan et Castillo, 2007), sont fortement influencés par le paysage qu'ils drainent (Hynes, 1975; Allan, 2004), et sont caractérisés par plusieurs processus physiques et écologiques qui forment leur fonctions à plusieurs échelles spatiales et temporelles (Hynes, 1975; Allan, 2004). Dans un article classique, Ward (1998) expliquait qu'une vision plus holistique des milieux lotiques était nécessaire pour comprendre l'écologie des ruisseaux, formulant alors le concept de *riverscape*, analogue précis du paysage, mais ici appliqué aux milieux aquatiques. En tenant compte des processus physiques et biologiques à l'échelle du bassin versant, les écologues sont à même de voir l'influence de ceux-ci sur la qualité de l'eau, la forme des ruisseaux et leur composition en espèces à des échelles plus fines. Depuis Ward, plusieurs écologues et géomorphologistes ont étudié les caractéristiques du *riverscape*, à des échelles plus larges (échelle du

ruisseau ou du bassin versant), notamment pour détecter les influences de l'utilisation du sol sur l'hydrologie et les processus physiques des ruisseaux (Allan, 2004; Vietz *et al*, 2015), la composition et la diversité des communautés de poisson, et aussi la structure de l'habitat et leur dispersion (Schlosser, 1990; Schlosser, 1991; Fausch *et al*, 2002).

Depuis les trois dernières décennies, l'étalement urbain et l'intensification des activités humaines sur les paysages mondiaux ont eu un impact sans précédent sur les milieux humides, faisant ainsi des ruisseaux urbains des écosystèmes particulièrement vulnérables aux perturbations (Walsh *et al*, 2005a). Les symptômes délétères de l'intensité de l'urbanisation sur l'intégrité biotique et les processus physiques et biogéochimiques des ruisseaux urbains sont collectivement nommés *Urban Stream Syndrome* (USS; Paul et Meyer, 2001; Walsh *et al*, 2005b; Meyer *et al*, 2005; Fig. 1.2). Citons comme exemples de symptômes un régime hydrologique plus fluctuant, une concentration élevée en nutriments et contaminants, une géomorphologie altérée, une perte de fonctions écosystémiques et une richesse biologique réduite accompagnée d'une dominance d'espèces animales tolérantes à la pollution (Paul et Meyer, 2001; Walsh *et al*, 2005b; Meyer *et al*, 2005). Dans un contexte de changements climatiques et d'intensité de l'urbanisation grandissant, on peut s'attendre à ce que ces symptômes soient décuplés (Meyer *et al*, 2005). Le recouvrement imperméable (RI) est de plus en plus utilisé dans la littérature comme proxy de l'intensité de l'urbanisation (Collier et Clements, 2011; McMillan *et al*, 2014), à cause de sa facilité à être estimé par logiciel de systèmes d'information géographique, et parce que c'est une valeur contrôle de premier plan en ce qui a trait aux régimes hydrologiques des ruisseaux (Schueler *et al*, 2009). Le RI est le pourcentage des terres avoisinantes d'un ruisseau recouverte par des matériaux empêchant l'infiltration de l'eau de pluie dans le sol (*i.e* asphalte, béton, toitures, pavement; Brabec *et al*, 2002; Brown *et al*, 2009).

Finalement, de plus en plus d'auteurs associent les effets délétères du syndrome des ruisseaux urbains aux aménagements et aux travaux faits directement dans ces ruisseaux. Ces travaux sont souvent faits en réactions aux propriétaires fonciers face aux inondations et pour le contrôle du débit en zone urbaine, dans le but de protéger les propriétés privées et publiques. Ainsi, afin d'accommoder des populations urbaines toujours plus importantes, plusieurs de ces ruisseaux urbains sont reprofilés, enfouis, ou canalisés (Walsh *et al*, 2005a; Elmore et Kaushal, 2008; Miller et Kochel, 2010; Bernhardt et Palmer, 2007). De plus, l'approche par bassin versant dans les milieux fortement urbanisés a été critiquée puisque le « vrai » bassin versant (bassin

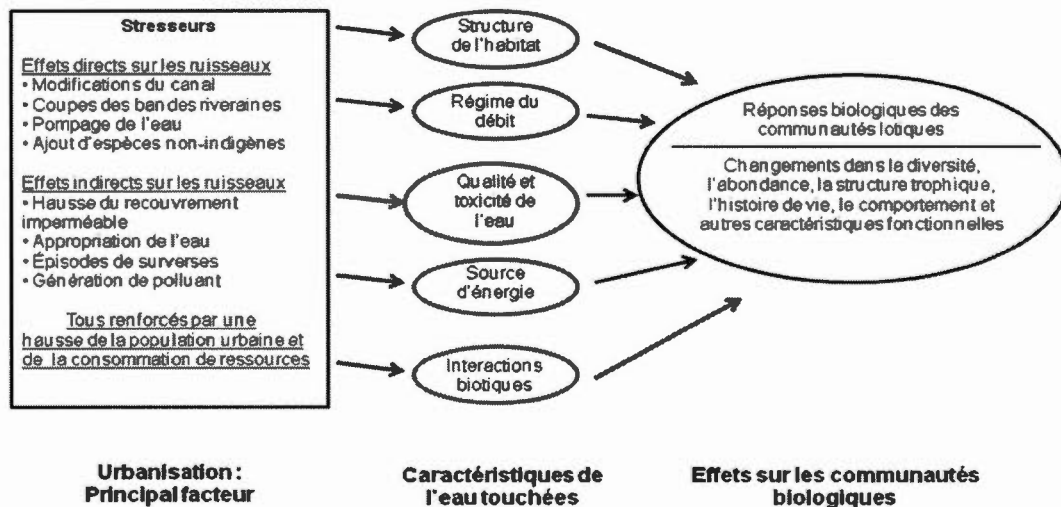


Figure 1.2. Résumé des effets du syndrome des ruisseaux urbains. Modifié de Booth *et al* (2004) et Konrad et Booth (2005).

versant effectif; Vietz *et al*, 2015) est difficilement estimable dans les zones très transformées par l'activité humaine, en partie à cause de la fragmentation du territoire et des systèmes combinés de collecte d'eaux usées (Vietz *et al*, 2015; Walsh *et al*, 2016). Cette fragmentation et homogénéisation d'habitats, couplée avec les pressions anthropiques et la pollution résultante de l'étalement urbain et de l'agriculture intensive, pourraient également être liés à la perte d'habitats et de biodiversité de ces cours d'eau (Meyer *et al*, 2005; Vietz *et al*, 2015), spécialement pour les

communautés de poissons, sensibles aux perturbations de leur environnement (Wang *et al*, 2000; Wang *et al*, 2003; Allan et Castillo, 2007). Les espèces de poissons sont d'excellentes indicatrices de la détérioration d'un milieu, puisqu'elles sont faciles à collecter, à identifier, et que leur cycle de vie et leur longévité permettent une intégration assurée à long terme des effets possibles de l'urbanisation (Resh, 2008).

Une importante quantité d'études ont été réalisées sur les impacts des activités humaines sur l'écosystème des ruisseaux en milieu urbain, principalement aux États-Unis, dont le *Wadeable Stream Assessment* (USEPA, 2006) et le *National Water-Quality Assessment* (NAWQA) (Leahy *et al*, 1993) et également en Europe, dans les ruisseaux tempérés (Furse *et al*, 2006). La plupart de celles-ci mettaient l'emphasis sur les espèces sportives ou charismatiques, et non pas sur les communautés entières. Pour le Québec, les études des ruisseaux sont souvent réalisées en milieu rural ou forestier (Lesage et Harper, 1976; Bechara *et al*, 1992). Pour les plaines du St-Laurent et l'Ontario, plusieurs études sur les ruisseaux urbains ont également été effectuées, mais se concentrant surtout sur le zooplancton (Mimouni *et al*, 2015) et les macroinvertébrés benthiques (MacKay et Kalff, 1969; Barton et Metcalfe-Smith, 1992; Duhaime, 2012). Aucune autre étude faisant un lien entre les communautés de poissons et l'intensité de l'urbanisation n'a été faite au Québec, particulièrement dans des endroits fortement urbanisés comme Laval. À notre connaissance, Kilgour et Barton (1999) et Wallace *et al* (2013) sont les seuls à avoir fait des études en milieux très urbains au Canada concernant l'effet du recouvrement imperméable sur les communautés de poisson en Ontario. Ces quelques études ont validé les principales conclusions obtenues dans d'autres études américaines, principalement celles du cadre théorique du *Urban Stream Syndrome* (USS; Walsh *et al*, 2005a). Ainsi, puisque cette étude s'est faite dans la seconde plus grande région métropolitaine du pays, ce projet permettra aussi de consolider les connaissances sur les ruisseaux urbains tempérés. Puisque Laval est en pleine croissance économique et démographique (Institut de la statistique du Québec, 2014), le degré d'urbanisation y

est très hétéroclite et l'utilisation des terres y est grandement diversifiée et fortement fragmentée (résidentiel, industriel, commercial, agricole et naturel). De plus, le caractère insulaire de Laval en fait une région très bien définie, facile à baliser avec bien peu d'effets confondants ou environnementaux externes. Tous ces éléments font de cette ville une région particulièrement intéressante pour étudier la réponse des communautés de poissons face aux perturbations humaines.

L'objectif de ce projet de maîtrise est de décrire et quantifier les effets de l'urbanisation et des pressions anthropiques sur la diversité des communautés de poissons dans les ruisseaux de l'Île Jésus (Laval, Québec). Ce projet nous aidera à mieux comprendre l'amplitude des effets des perturbations anthropiques sur la biodiversité des milieux naturels qui nous entourent et à mieux prévoir le développement urbanistique des villes en tenant compte du patrimoine naturel. Aussi, il pourrait également diriger l'administration des villes à nos latitudes pour la restauration, la conservation ou la gestion à long terme des ruisseaux urbains. Plus précisément, trois objectifs seront abordés : 1) Quel est l'effet de l'urbanisation sur les habitats aquatiques lotiques? 2) Quelle est l'influence de l'urbanisation sur l'abondance et la diversité des communautés de poisson des ruisseaux, et 3) Quels sont les principaux vecteurs de cette influence ? Pour ce faire, nous avons analysé la composition taxonomique des communautés de poisson de sept cours d'eau distribués le long d'un gradient urbain à Laval, Québec. Un réseau conceptuel résumant les hypothèses est disponible à la figure 1.3.

Afin de présenter cette étude de manière structurée, ce mémoire sera divisé en deux chapitres. Le premier présentera tout d'abord les particularités des ruisseaux urbains ainsi que les effets du *USS* sur deux volets importants: la géomorphologie et l'écologie. Le deuxième volet sera sous la forme d'un article scientifique, et décrira en détails l'étude des communautés de poissons des ruisseaux urbains de Laval de

2013 à 2015. Finalement, une conclusion avec un bref retour sur les implications et des recommandations en découlant y seront abordés.

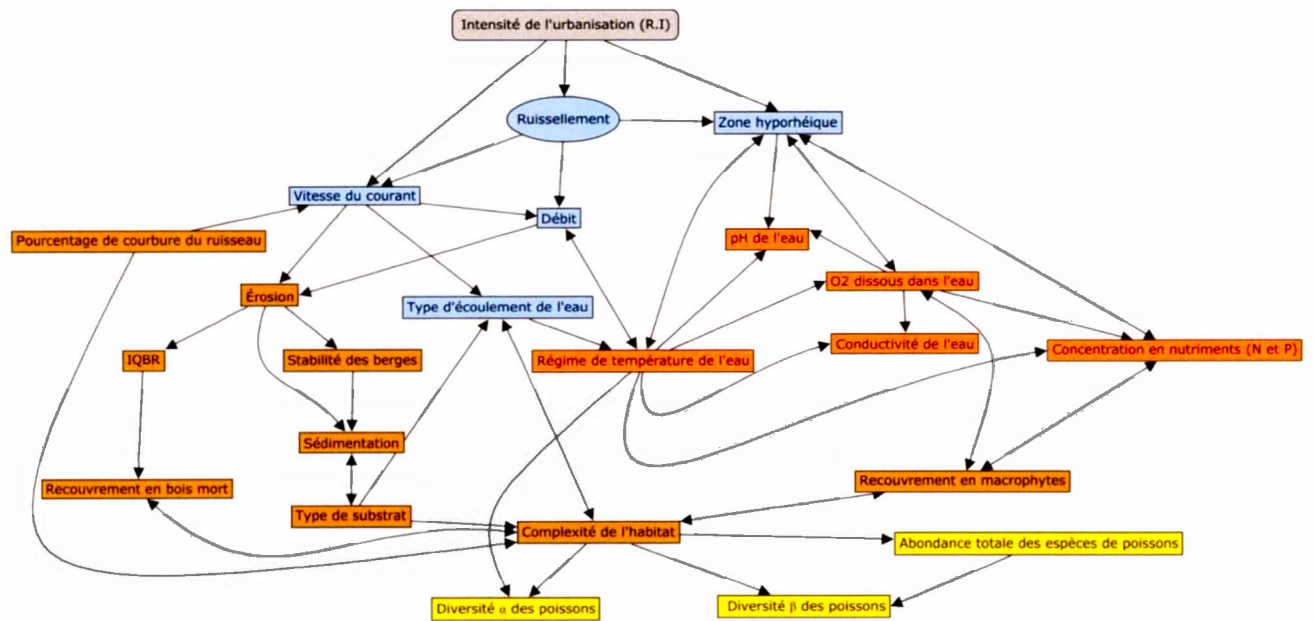


Figure 1.3. Diagramme conceptuel résumant les effets directs et indirects du recouvrement imperméable sur les communautés de poissons et leurs habitats. Bleu = facteurs hydrologiques, brun = facteurs physiques, orange = facteurs physicochimiques, jaune = facteurs biotiques.

CHAPITRE I

DYNAMIQUES DES RUISSEAUX EN MILIEUX URBAINS

1. Volet géomorphologique

1.1 Effets de l'urbanisation sur les régimes hydrologiques

Les bassins versants en zone urbaines, soumis à la déforestation, la compaction du sol, la création de fossés et rigoles et à l'imperméabilisation des surfaces, sont sujets à de profonds changements dans leurs régimes hydrologiques (Booth et Jackson, 1997). Cette imperméabilisation diminue la capacité d'infiltration et de stockage de l'eau. En effet, le recouvrement imperméable (RI) concentre et envoie l'eau de pluie issue du ruissellement et l'eau usée domestique directement dans les ruisseaux urbains par des tuyaux qui contournent les voies hydrologiques naturelles (Walsh *et al*, 2005a; Collier et Clements, 2011), causant ainsi une panoplie d'effets sur le régime hydrologique de ces ruisseaux. Par exemple, le régime de débit naturel des ruisseaux peut être affecté par une hausse du ruissellement lors de gros orages. Le *flashiness*, c'est-à-dire le changement rapide de hauteur de la colonne d'eau lors d'épisodes de crue, y sera donc augmenté (Walsh *et al*, 2005a; Bressler *et al*, 2009; Collier et Clements, 2011). Cette hausse brusque du niveau d'eau pourrait à son tour causer une élévation dans les amplitudes, la durée et la fréquence des débits de crue (Schueler, 2003; Fig. 2.1), souvent responsables des débordements d'eau ou d'inondations lors d'épisodes d'orages extrêmes. De plus, les ruisseaux en zones urbaines se retrouvent avec un écoulement souterrain diminué par rapport aux ruisseaux en milieu naturel (Schueler, 2003; Kondolf *et al*, 2003). Les eaux de surface détournées par les zones imperméables et les égoûts déversés directement dans les ruisseaux par les calvettes

viennent changer les dynamiques d'apport d'eau souterraine. On passe alors d'un régime hydrologique fortement souterrain (donc une eau plus froide, moins polluée) à un régime d'écoulement de surface, avec une eau plus chaude et chargée en nutriments/polluants (Schueler, 2003; Walsh *et al*, 2005a). Bref, tous ces changements drastiques du régime hydrologique peuvent également avoir des conséquences sur la géomorphologie des ruisseaux, la qualité de l'eau et sur l'habitat des poissons en milieu urbain (Schueler, 2003; Booth *et al*, 2004).

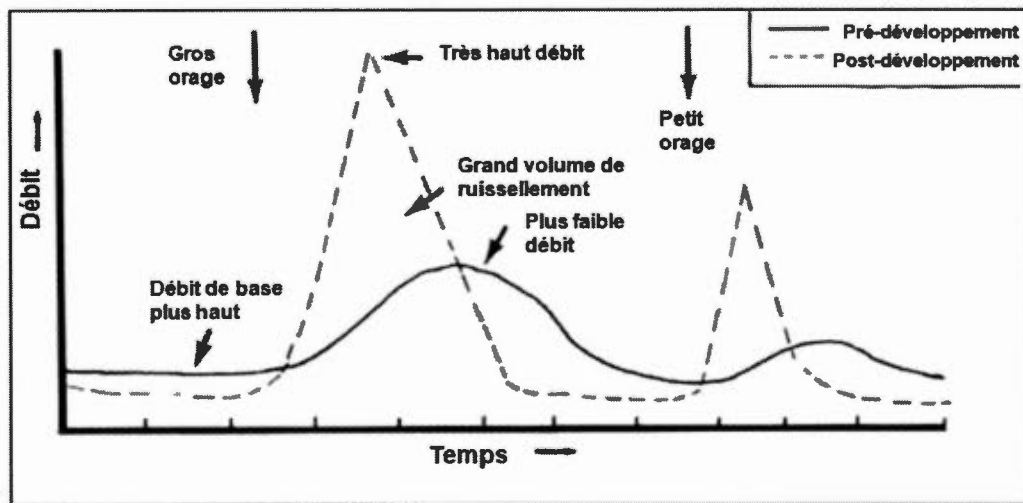


Figure 2.1. Hydrographe comparant les régimes de débit des zones urbaines et non-urbaines. Modifié de Schueler (2003).

1.2 Réponses géomorphiques des ruisseaux à l'urbanisation

Les altérations au régime hydrologique mentionnées plus haut peuvent également avoir des conséquences sur la morphologie des ruisseaux (May *et al*, 1997; Kondolf *et al*, 2003). Tout d'abord, la force hydraulique générée par ces changements brusques de débit peut causer de l'incision et de l'érosion, changeant ainsi la conformation du cours d'eau, sa courbure, et sa largeur (Booth, 1990; Booth *et al*, 1997). Cet ajustement naturel du cours d'eau au stress imposé par la force de

l'eau augmentera ainsi le transport et la déposition de sédiments fins, résultant en une augmentation de la turbidité de l'eau, un changement dans les classes de substrat dominantes et un étouffement du substrat par des particules plus fines (Kondolf *et al*, 2003; Collier et Clements, 2011). Comme autre ajustement naturel à ces changements dans la morphologie des ruisseaux urbains, citons notamment l'augmentation de la largeur et de la profondeur des cours d'eau et une augmentation de l'homogénéisation en terme de formes de ruisseaux (Leopold, 1973; Booth et Jackson, 1997). Dû à la rapidité des changements dans les régimes de débit et de combinaisons spécifiques de formes et fonctions dans les ruisseaux, ceux-ci peuvent également subir une rapide et incontrôlable incision dans leurs lits ou leurs berges (Booth, 1990; Kondolf, 2003). Finalement, pour mieux contrôler les crues causées par le ruissellement prononcé de ces zones imperméabilisées, les cours d'eau naturels des zones urbaines sont souvent reprofilés, creusés, ou leur fond tapissé de béton afin de les rendre plus hydrodynamique (Leopold, 1973; Booth et Jackson, 1997). Tout comme l'ajustement naturel, cette intervention d'ingénierie est synonyme de réduction de la complexité des ruisseaux à plus grande échelle, et donc de perte d'habitats pour la faune et la flore de ces ruisseaux (Booth et Jackson, 1997; Walsh *et al*, 2005a).

1.3 Changements du régime thermique des ruisseaux en réponse à l'urbanisation

La température est une des variables les plus utilisées pour évaluer l'état des ruisseaux et est un facteur déterminant pour l'établissement, la dispersion et la survie d'espèces animales diverses, principalement les poissons (Caissie, 2006; Olden et Naiman, 2010). Plusieurs études démontrent qu'une hausse du pourcentage de recouvrement imperméable est associée à des changements du régime thermique des ruisseaux (Caissie, 2006; Rowe et al, 2009). Les petits ruisseaux d'ordre 2 et moins sont plus vulnérables à une hausse de la température de l'eau en raison de leur capacité thermique diminuée (Caissie, 2006), et ces ruisseaux sont souvent situés en

zone urbaine. Dans ces zones, les bandes riveraines des ruisseaux jouent un rôle très important, fournissant l'ombrage permettant de réguler la température de l'eau (Caissie, 2006) et de capter, filtrer et refoirir l'eau de ruissellement qui atteint les ruisseaux (Kondolf *et al*, 2003; Groffman *et al*, 2003). À titre d'exemple, Feller (1981) rapporte qu'une déforestation du couvert forestier de 66% des bandes riveraines en Colombie-Britannique a fait grimper la température journalière moyenne de l'eau de 5 °C. Ces bandes riveraines sont bien souvent réduites ou inexistantes en zones agricoles ou urbaines, afin d'accommoder les propriétaires, rendant ces ruisseaux encore plus vulnérables aux hausses de température de l'eau (Groffman *et al*, 2003). De plus, l'eau de ruissellement de surface qui atteint les ruisseaux est réchauffée par le pavage des routes, les toits d'habitations et le béton des surfaces imperméabilisées en ville. Ceci peut alors drastiquement changer la température des ruisseaux urbains, qui bien souvent, ont déjà un écoulement souterrain modifié par les égouts et calvettes qui se déversent directement dans le ruisseau les eaux de pluies ou usées domestiques (Schueler, 2003; Walsh *et al*, 2005a; Walsh et Webb, 2016).

À l'échelle du bassin versant, tous les processus mentionnés plus haut ont un effet direct sur l'hydrologie, la morphologie et les régimes thermiques des ruisseaux (Fausch *et al*, 2002; Caissie, 2006; Bressler *et al*, 2009). Au niveau local (sites) et des microhabitats (à l'intérieur de ces sites), plusieurs études indiquent que comme les ruisseaux sont des continuums (Vannote *et al*, 1980; Fausch *et al*, 2002; Wang *et al*, 2001), les effets de l'intensité de l'urbanisation du paysage peuvent être transférés le long du ruisseau, aux sites échantillonnés, et avoir des répercussions sur les habitats, les variables physico-chimiques et aussi, sur les communautés de poissons de ces sites (Wang *et al*, 2000; Wang *et al*, 2003; Gerhard *et al*, 2004). Explorons maintenant l'impact des changements hydrologiques et morphologiques des ruisseaux sur les communautés de poissons et leurs habitats dans les sites étudiés.

2. Volet écologique

2.1 Effets de l'urbanisation sur les paramètres physico-chimiques de l'eau

Plusieurs études sur les ruisseaux ont établi un lien entre les changements dans les processus hydrogéomorphologiques et les variables abiotiques qui concernent les habitats des poissons (Allan, 2004; Gerhard *et al*, 2004; Peters, 2009; King *et al*, 2005). La concentration en oxygène dissous est un facteur limitant pour plusieurs espèces de poissons, la plupart d'entre elles étant assez sensibles à l'hypoxie (Wang *et al*, 2000; Pope et Willis, 1996). Les ruisseaux soumis aux pressions urbaines ont souvent des concentrations en oxygène dissous moins importantes que ceux dit naturels (Kilgour et Barton, 1999), et la baisse de l'oxygène dissous dans l'eau est associée à une plus basse survie des oeufs de poissons (Fausch *et al*, 2002). Aussi, une hausse du RI augmente l'ampleur des débits de crue, ce qui augmente l'érosion, qui à son tour hausserait la turbidité (Kondolf *et al*, 2003). La turbidité est également une variable abiotique souvent utilisée par les écologues aquatiques, puisqu'une eau turbide est associée avec une hausse de la prédation, une diminution de la température et la suffocation des oeufs de poissons (Franssen *et al*, 2014). La concentration en nitrates et en phosphates totaux sont aussi souvent échantillonnées, surtout dans les milieux où l'agriculture et l'urbanisation sont présentes (Biggs, 2000; Furse *et al*, 2006). L'effet du RI permet le lessivage d'une bonne quantité de nutriments directement dans les eaux, sans être filtré par le sol ou les plantes (Allan, 2004). Cette accumulation de nutriments dans le ruisseau peut mener à une hausse de productivité primaire accompagnée d'une baisse de l'oxygène dissous (Biggs, 2000; Groffman *et al*, 2003). Un autre paramètre important de l'hydrologie des ruisseaux est la zone hyporhéique, *i.e* la zone à l'interface de des eaux souterraines et de surfaces. Cette zone est d'une grande importance puisqu'elle a le potentiel d'offrir des services écosystémiques importants, comme par exemple la décontamination de polluants, la création de refuges thermiques et d'habitats pour la faune, et les échanges gazeux

(Biksey et Gross, 2001; Lawrence *et al*, 2013). Ce régime hyporhéique peut être altéré par plusieurs activités humaines, dont une augmentation du RI, la canalisation ou le reprofilage (Brown *et al*, 2009; Boano *et al*, 2010; Maier et Howard, 2011; Lawrence *et al*, 2013). Cette altération viendra changer la dynamique hydrologique puisqu'elle diminuera la contribution des eaux souterraines dans le ruisseau pour favoriser le ruissellement de surface. Les refuges thermiques créés par la zone hyporhéique sont particulièrement importants pour les communautés animales dans les ruisseaux fortement touchés par l'agriculture ou les zones urbaines (Rhoads *et al*, 2003; Franssen *et al*, 2013).

Plusieurs autres variables abiotiques sont souvent échantillonnées dans la littérature, notamment le pH, la conductivité, la couleur de l'eau, les métaux lourds, les pesticides, la production bactérienne et les coliformes fécaux (Winner *et al*, 1980; Pinder et Morgan, 1995; Wang *et al*, 2000; Gerhard *et al*, 2004). Quoique leur rôle dans l'écosystème aquatique est important, les implications de ces facteurs sur les communautés de poisson varient grandement ou sont absentes selon la latitude, l'altitude, le type d'habitat, la productivité primaire et le taux d'urbanisation des terres avoisinantes (Copp, 2003; Allan, 2004; Morgan et Cushman, 2005; Kondolf *et al*, 2003).

2.2 Effets de l'urbanisation sur les communautés de poissons et leurs habitats

L'habitat physique est l'un des principaux facteurs influençant la structure et la composition des communautés animales des cours d'eau (Schlosser, 1990; Frissell *et al*, 1986; Poff et Allan, 1995). La diversité et la complexité des habitats amène une variabilité de niches pour les poissons dans les ruisseaux, et cette variabilité est corrélée non seulement à la diversité des espèces, mais aussi en classes d'âge présentes en un site (Gorman et Karr, 1978; Meffe et Sheldon, 1988). Plusieurs variables sont utilisées pour estimer localement la complexité des habitats de poissons, citons notamment la variabilité du substrat, la variation du type

d'écoulement, l'ordre du ruisseau et la présence ou l'absence de débris ligneux et de macrophytes, la présence de seuil et de refuges thermiques (Gorman et Karr, 1978; Meffe et Sheldon, 1988; Argent *et al*, 2003; Wang *et al*, 2002). Une hausse de RI dans la zone drainée par le ruisseau augmentera le débit maximal, ce qui diminuera le recouvrement de macrophytes (Madsen *et al*, 2001) et la présence de débris ligneux (Osborne et Kovacic, 1993; Argent *et al*, 2003). Cette hausse pourra également homogénéiser le substrat en empêchant la sédimentation des particules fines, et aussi uniformiser l'écoulement du ruisseau (Kondolf *et al*, 2003; Roy *et al*, 2005).

En plus des changements observés sur les habitats pour la faune piscicole, l'influence de l'urbanisation peut également être observée sur les traits d'histoire de vie et la physiologie des poissons de ces ruisseaux. Une hausse de la température et une baisse d'oxygénation de l'eau peut compromettre le développement des œufs pour certaines espèces sensibles, les empêchant ainsi de coloniser les habitats urbains (Crago *et al*, 2011). De plus, les saisons de reproduction pour plusieurs espèces peuvent être déplacées plus tôt ou plus tard, influençant le recrutement dans ces cours d'eau (Crago *et al*, 2011). L'abondance de nourriture, l'alimentation et la croissance des juvéniles peut être grandement impactée dans les ruisseaux urbains (Lund *et al*, 2002). Aussi, la pollution de l'eau par des toxines ou des nutriments peut avoir un effet sur les fonctions physiologiques des poissons, comme par exemple la féminisation des individus mâle, les dérèglements hormonaux et la régulation thermique (Thomas *et al*, 1986; Wichert, 1995). Plusieurs espèces vont également modifier leur comportement habituel, et investir de l'énergie dans la recherche de refuges thermiques, par exemple (Elliot, 2000; Caissie, 2006).

La plupart des espèces de poissons vivant dans les ruisseaux en milieux urbains ou agricoles semblent préférer les zones plus profondes et à courant plus faible à température plus chaude, typiques des espèces tolérantes (Meffe et Sheldon, 1988; Frothingham *et al*, 2001). Un exemple concret provient de Lammert et Allan (1999), montrant que la réponse des poissons semblait être plus grande pour la variabilité de l'écoulement de l'eau et l'utilisation des terres avoisinantes, bien que cette relation

n'explique qu'une petite partie de la variance observée. Stanfield et Kilgour (2006) ont également montré que les espèces de poissons présentes dans les ruisseaux urbains (>10% de RI) sont typiques des espèces tolérantes et préfèrent les eaux plus chaudes, plus profondes, et que la plupart d'entre eux sont omnivores/benthivores. Le seuil critique de RI à ne pas dépasser afin d'éviter les effets délétères sur les écosystèmes aquatiques urbains se situerait entre 10 à 20 % (Stanfield et Kilgour, 2006; Wang *et al*, 2003). Nous verrons dans le prochain chapitre si les symptômes associés au syndrome des ruisseaux urbains (Walsh *et al*, 2005a) sont présent dans les ruisseaux des villes du sud du Canada, notamment à Laval, au Québec. Cette étude a été faite aux étés 2014-2015.

CHAPITRE 2

ALIVE BUT NOT WELL: LINKING URBANIZATION TO DEPAUPERATE FISH COMMUNITY IN URBAN CANADIAN STREAMS

Abstract. With urban sprawl and increasing densification of human populations, pressures on freshwater ecosystems in urban settings are at an all-time high. Habitat and biodiversity loss, as well as water quality decline are three well-known consequences of urbanization in these ecosystems. While impacts on water quality and urban flow regimes have been extensively studied over the last 20 years, few studies have focused on linking urbanization to habitat quality and fish diversity and dispersal, especially in southern Canada. To test whether the degree of urbanization had effects on fish communities and their habitat, we collected and analyzed data from seven island streams in the Montreal metropolitan area. We sampled fish communities and a variety of environmental variables, using impervious cover as a proxy for urbanization. Multiple regression models demonstrated that habitat quality had the greatest influence of all our biotic indices over water quality or land use variables. LOESS regression models showed that impervious cover was associated with a decline in abundance and diversity. Distance-decay relationships showed that dispersal limited biodiversity in these streams. Local contributions to beta-diversity (LCBD) scores were variable across streams, but were often aggregated in regions of high or low values, confirming in-stream dispersal limitation. Our results indicate that these sites are impaired by urbanization, that they harbour only a few tolerant species and that species dispersal is limited by natural or man-made barriers. Restoration of these fish communities will require habitat complexity and water quality remediation, but re-colonization will likely occur naturally from the surrounding larger rivers based on some accessory investigations of fish composition at the downstream mouths of these streams. Our study also highlights stream sites that are most relevant for conservation efforts in this urban region.

Keywords: Distance-decay relationships, beta-diversity, habitat complexity, fish community, re-colonization

INTRODUCTION

Over the last 30 years, urban sprawl has had many impacts on aquatic ecosystems (Wang *et al*, 2001; Walsh *et al*, 2005; Knouft & Chu, 2015). Urbanization of watersheds is expected to reach unprecedented levels by 2050, when 70% of the global population will live in urban areas (Jiang & O'Neil, 2015). In North America, the urban population has already reached 82% of the overall population as of 2015, and this is predicted to increase to 92% by 2050 (Jiang & O'Neil, 2015). The ecological degradation of streams as a result of urbanization has been studied in many parts of the world, a phenomenon known as the *Urban Stream Syndrome* (USS) (Paul & Meyer, 2001; Walsh *et al*, 2005b; Meyer *et al*, 2005). Briefly, consequences associated with an increase of impervious cover and human infrastructure in catchments include habitat fragmentation, increases in stream runoff, flooding risks and intensity, channel erosion, bed sedimentation and ultimately changes in channel forms (Paul & Meyer, 2001; Walsh *et al*, 2005; Meyer *et al*, 2005). These consequences also have impacts on hydrology and water quality, altering temperature regimes, increasing nutrient loading, reducing stream base flow, but increasing extreme flow events (Groffman *et al*, 2003; Konrad & Booth, 2005).

The physical and hydrological changes associated with the USS, and an increase of impervious cover around streams together have strong impacts on biotic communities and their habitats, including changes in floral and faunal composition, abundance and diversity, decreases in habitat availability and quality, decreases in food resources and loss of sensitive species (Wang *et al*, 2001; Fitzpatrick *et al*, 2005; McKinney, 2006; Olden *et al*, 2006). Several USA-wide monitoring programs like the Wadeable Stream Assessment (USEPA, 2006) and the USGS National Water Quality Assessment Program (NAWQA), or the STAR project in Europe (Furse *et al*, 2006) have also examined the combined effect of urbanization and water quality on stream biotic communities. Using biotic integrity indices based on benthic macroinvertebrate,

fish and algal community composition, diversity and abundance, these studies estimate that around 40% of streams in the USA and Europe are in poor ecological condition (USEPA, 2006, Furse *et al*, 2006). Several have also questioned the responses of biological or physical stream processes in urbanized landscapes, using the % road density around streams or the % impervious cover (% IC herein after) as a proxy for urbanization (Konrad & Booth, 2005; Walsh *et al*, 2005; Roy *et al*, 2005; Vietz *et al*, 2015).

Fish communities are widely used as bioindicators of water and habitat quality in streams (USEPA, 2006; Resh, 2008) as they are sensitive to disturbances occurring at several scales, have an important regulatory role in freshwater ecosystems as predators of insect larvae and other invertebrates, are relatively easy to sample, and because their longevity integrates conditions over a longer period of time than do other aquatic biota (USEPA, 2006; Resh, 2008). Freshwater fish populations are declining rapidly in North America (Warren & Burr, 1994) mainly because of overfishing and destruction of their natural habitats (Allan & Flecker, 1993; Leidy & Moyle, 1998). Several studies have directly linked urbanization effects to the health of fish communities and their habitats in the United States and in Europe (see: Wang *et al*, 2000; Siligato & Böhmer, 2001; Wang *et al*, 2001; Fitzpatrick *et al*, 2005).

To date, very few studies have investigated urbanization effects on stream fish communities in more climatically extreme regions, such as those found in Canada (but see: Wichert, 1995; Kilgour & Barton, 1999). Furthermore, studies addressing the direct effects of urbanization on fish metacommunities in particular, and their relationships to habitat change at the stream-level spatial scales are rare, especially in a longitudinal sense along the length of multiple streams. An examination of the decrease in community similarity with increasing spatial distance between the sampled sites (i.e. distance decay of similarity; Nekola and White, 1999) allows for an assessment of the longitudinal responses of metacommunity structuring (Astorga *et al*, 2012). It is likely that the relative role of environmental and spatial mechanisms

will depend on several aspects of landscape context (e.g. spatial location, arrangement and type of habitats in the landscape). Here, we seek to link changes in habitats associated with urbanization to changes in fish composition and diversity in one of the most intensively urbanized regions examined to date with > 60% mean urban land cover (Island of Laval, Québec, Canada).

Accordingly to the USS, we expect that while moving through an urban gradient (from forested to highly built landscapes), habitat quality, water quality and abundance and diversity of fish community will decline greatly, accordingly to the USS. We also hypothesize that distance-decay relationships for biotic and abiotic variable classes will be weaker than those observed in studies of more pristine stream metacommunities (Astorga *et al*, 2012; Warfe *et al*, 2012, Erős *et al*, 2017) because of the effect of urbanization. This is because we expect that mainly disturbance tolerant species will remain in this highly urbanized environment, leading to a greater biotic homogenization than in more pristine streams, where dispersal limits more than do harsh conditions. Occurring together on an island city, the edges of our stream metacommunity are well defined, thereby also allowing for an exploration of potential colonization of fish from larger rivers with healthier fish stocks into the urbanized area. We hypothesize that evidence of colonization from the larger rivers will be present in our metacommunity, alleviating some of the negative effects of urbanization.

The goals of this study were to 1) identify land use and urbanization effects on local habitats, 2) explore local environmental conditions to biotic responses, 3) directly link these biotic responses to urbanization (% IC), 4) assess the metacommunity responses to the longitudinal gradient of urbanization and 5) explore the potential for re-colonization of these streams by other visiting species.

METHODS

The island city of Laval (Jésus Island, Québec, Canada) is bordered on the north shore by the Milles-Îles River and on the south shore by the La Prairie River.

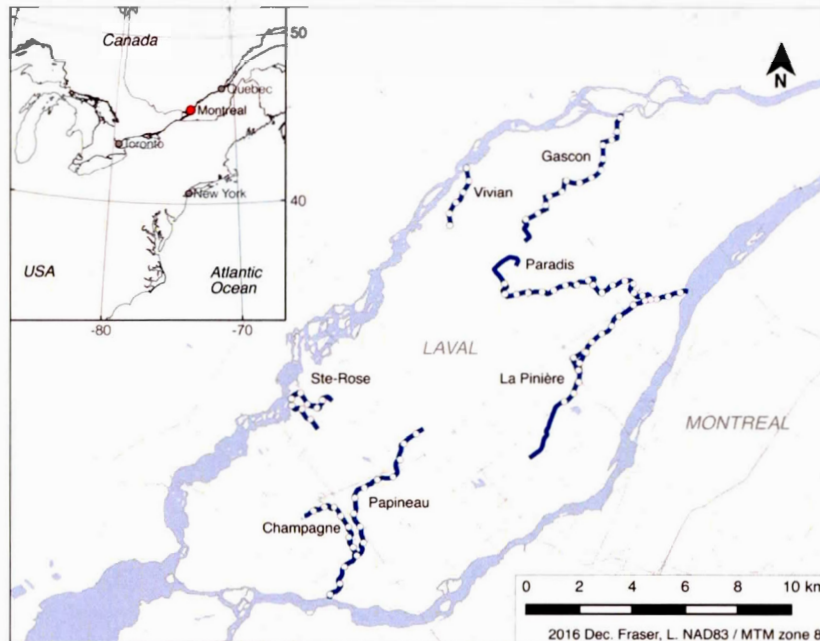


Fig. 3.1. Location of the 80 stream sampling sites. Shapefiles obtained from the Communauté métropolitaine de Montréal (CMM, 2015). Datum NAD83.

The island is located in the northern part of the Eastern Great Lakes Lowland Forests Ecoregion. Mean annual precipitation is 1093mm and mean annual temperature is $5.9 \pm 2.2^{\circ}\text{C}$ (1981-2010 data, Environment Canada, station #7017755). The urbanized territory in the City of Laval has expanded over the past few decades because of significant demographic and economic growth (Institut de la statistique du Québec, 2014). All sampled streams experience some degree of wastewater discharge, although most of it occurs in the Papineau-Lavoie and La Pinière streams, the two streams with the highest impervious cover (IC) levels. Seven focal streams were

chosen to cover all regions of the island and a variety of representative land uses (residential, agricultural (crops), forested, industrial and barren; Table 1). A total of 45 km across seven first order streams (Fig. 3.1), were sampled from April to August in 2014 (Gascon, Papineau-Lavoie, La Pinière and Champagne streams) and 2015 (Ste-Rose, Vivian and Paradis streams). These wadeable streams ranged from 0.20 to 2.0m wetted width and 2.4 to 10.9km long, and had a mean flow of $0.25 \pm 0.05\text{m/s}$ (Table 3.1). A total of 80 sites were sampled every 500m along the stream lengths starting from the mouth of each (junction point with the larger surrounding rivers), working upstream. The distances associated with this sampling design permits an examination of the longitudinal patterns in the stream metacommunities, while minimizing pseudoreplication, because fish would be unlikely to move distances of 500m or more. Each stream site was 25m long for the purposes of characterizing the biotic and abiotic variables, which included fish community composition, as well as variables related to water quality, habitat and hydrology. Sampling methods for the abiotic variables were strongly inspired by the most widely used methods for stream sampling in the province of Quebec: *Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat meuble* (MDDEP & Moisan, 2013).

To estimate fish community diversity, fish were surveyed at each site wherever water was deeper than 40 cm using 3 minnow traps (61 x 33 x 27.9cm, 7cm opening) baited with white bread over a 24h period, in June and again in July. Captured fish were identified to the species level and rapidly enumerated, then released at the same site. When field identification was impossible, a close-up photo was taken or in rare difficult cases, the individual was euthanized (400mg/L ethanol/eugenol) and later identified in the laboratory. For logistical reasons, fish surveys occurred in Gascon, Papineau-Lavoie, La Pinière and Champagne in 2014 and in 2015 in Ste-Rose, Vivian and Paradis.

Table 3.1. Hydrology and landscape profile of the seven sampled streams. Hydrology measures are means \pm s.d. of each sampling stations. Landscape values are the percentage of the 400 m corridor covered by the land use variable.

Stream	Length (km)	Depth (m)	Discharge (L/s)	IC (%)	Crops (%)	Forest (%)
Champagne	3.8	0.24 \pm 0.19	20.9 \pm 39.4	9.3	22.3	25.3
Gascon	7.7	0.20 \pm 0.14	83.8 \pm 119.9	5.1	40.9	15.8
La Pinière	10.9	0.35 \pm 0.19	213.6 \pm 199.4	37.8	0.0	22.1
Papineau	9.1	0.27 \pm 0.18	123.3 \pm 143.3	35.6	0.0	23.8
Paradis	10.0	0.22 \pm 0.10	230.7 \pm 210.0	21.1	19.9	22.1
Ste-Rose	2.4	0.29 \pm 0.19	78.3 \pm 106.6	27.5	3.9	14.2
Vivian	2.5	0.19 \pm 0.12	66.8 \pm 62.6	19.6	0.0	16.9

To identify taxa visiting those streams, four streams were also surveyed using fyke nets (Gascon, Papineau-Lavoie, Paradis and Vivian). One fyke net (45cm opening, 2m long, 3mm mesh size) was installed at the mouth of each stream at a distance of 100 to 150m from other larger rivers or streams, and were sampled every 48 hours in May 2015, to avoid gear saturation and high mortality/predation. Captured fish were rapidly enumerated and handled the same way as were fish caught in the minnow trap.

From May to September in 2014-2015, water velocity and depth were estimated at each station fortnightly. Temperature, dissolved oxygen, pH and conductivity were measured monthly using YSI 600 XLM-M and YSI 6920 multi-parameter sondes. Water samples were also collected monthly, a minimum of 48 h after a rain event, to assess total phosphorus using potassium persulfate mineralization (Wetzel & Likens, 2000), total nitrogen using a continuous flow analyzer (ALPKEM FS3100©) with an alkaline persulfate digestion method following a standard protocol (Patton &

Kryskalla, 2003), and total coliforms (using 3M© PetriFilm© count plates). Total coliforms were estimated by counting colonies formed after pipetting 1 mL of water from each site onto a PetriFilm plate and incubating for 48 h at room temperature.

Each sampling station was divided into five microsites of 5m length within which substrate was characterized using six categories: clay/silt (<0.02mm), sand (0.02-2mm), gravel (0.2-2cm), pebbles (2-20cm), bloc (>20cm) and bedrock. Substrate cover was estimated as % fine substrate cover as the sum of sand, silt and gravel, and as % coarse substrate as the sum of pebbles, cobbles and blocks. In August, % cover by woody debris, organic debris, macrophytes and of each substrate category was estimated as a proportion of the total area of each microsite. Pool, riffle and run-of-the-river sections were measured as a % surface of the total site area. An index of habitat heterogeneity was then developed using a centroid-based dispersion index, more commonly used to estimate functional dispersion of community composition (Laliberté & Legendre, 2010), using all of these variables.

Along each side of each stream, a 200m corridor was delimited within which land use types were calculated using QGIS (QGIS development team, 2014, version 2.12.1), with shapefiles obtained from the Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM, 2013, 11cm/px). We chose a 200m buffer zone along the riparian corridor because riparian zones are well preserved on the island of Laval at 25 and 50m buffers. Since our goal was to characterize urbanization, we decided not to use smaller scales (25, 50 and 100m buffer corridors). Agricultural land use refer to portion of the landscape with crops, Barren with barren land, Forested with forested areas and Industrial with big industrial zones, all within the 200m corridor. An urbanization intensity index for each stream was then defined as the % impervious cover (IC) in this corridor (Rios & Bailey, 2006; Collier & Clements, 2011; McMillan *et al*, 2014), calculated in 500m reaches from each site as the sum of cover by asphalt, roofs and concrete structures. We defined the % IC for each site more precisely by using the sum of cover estimates

in all upstream reaches using a series of declining weights to account for reduced influence with greater distance of a reach: 100% of the IC value was used for the immediate 500m reach at a site, plus 50 % of the IC of the next 500m upstream reach, then 25% for the next, 12.5% for the next and so on, until no further influence could be added.

To assess fish community variation among sites, a principal component analysis (PCA) was conducted using the Hellinger transformed community data (Legendre & Legendre, 2012). This ordination was performed using the *rda* function in the *vegan* package.

To characterize diversity and the fish community response, four biotic indices were calculated using the fish abundance data at each site. The first three included standard indices of: total abundance, species richness and Shannon diversity (calculated using *specnumber* and *diversity* functions in the *vegan* package in R). We also estimated β -diversity as proposed by Legendre & De Cáceres (2013) by decomposing it into local (site) contributions to β -diversity (LCBD) and into species contributions to β -diversity (SCBD), to identify sites and species most critical to diversity change across the metacommunity. The local contribution to β -diversity (LCBD) thus represented the degree of community uniqueness and identified diversity hotspots, while the SCBD quantified the contribution of each species to the total variance in diversity in the metacommunity. The Hellinger transformed fish abundance x site matrix was used for β -diversity estimates and the significance of the LCBD coefficients was estimated using bootstrapping (9999 permutations; Legendre & De Cáceres, 2013). This analysis was performed using the *beta.div* function made available here:

<http://adn.biol.umontreal.ca/~numeralecology/Rcode/>. We did not calculate an index of biotic integrity (IBI) because in our streams, across all sites the fish communities were mostly composed of tolerant species; we thus had very few families represented, only one species of sucker, and a lot of small cyprinids (Wang

et al. 2003). This metric was not useful as a result because of low variability in fish composition and tolerance between each site.

We also compared the seven streams at the whole-stream level using the four indices to better understand variation at this larger spatial scale. We first used a linear model for each index while controlling for stream identity using the *lm* function from the *stats* package. We also compared pairwise least-square means (and standard errors) for each index as estimated across all sites in each stream using *lsmeans* from the *lsmeans* package (Table A3).

After eliminating collinearity (Pearson correlations > 0.8; Table 3.2) using *cor.test* function from the *stats* package, 26 environmental variables remained (Table A1). These variables were then classified into three main groups, corresponding to land use, habitat quality or water quality, and transformed when necessary to ensure normality (Table A1) using the *logit*, *powerTransform* and *bcPower* functions from the *ade4* and *car* packages. To identify the most explanatory environmental variable group for the four fish community biotic indices, multiple regression models with forward selection (AIC-based selection) were calculated, using the *lm* and *stepAIC* functions from the *stats* and *MASS* packages. Following these regressions, we identified the strongest explanatory environmental variable within each variable group with which to verify the fish community response using relative importance analysis in linear models (*calc.relimp* and *avPlots* functions from the *relaimpo* and *car* R packages). We then tested the statistical relationship of these selected models with a Monte Carlo permutation procedure (9999 permutations) using *lmorigin* in the *ape* package.

LOESS regressions were used to visualize the direct influence of % IC on all four biotic indices across all streams. We first used a generalized cross-validation method to select the best span and degree to smooth our trends (*loess.wrapper* in the *bisoreg* package). We then regressed % IC with all biotic indices using *locfit* and *gcv* from the

locfit package. These trends were then compared with generalized additive model (GAM) regressions to see if we could predict fish diversity and abundance at a certain % IC, using the *gam* function from the *gam* package.

For the distance-decay relationships, pairwise community similarities were quantified using the Jaccard and Bray–Curtis distances for presence–absence and for Hellinger transformed abundance data, respectively. We then subtracted the resulting dissimilarities from 1 to calculate similarities. To compute pairwise environmental similarities for the sites, we followed Brown & Swan (2010) and Erős *et al* (2017) calculations. We first performed a principal component analysis on the correlation matrix of the environmental variables using *princomp* function from the *stats* package. We then selected scores from all principal components greater than one, and calculated Euclidean distances between them. We divided each Euclidean distance by the maximum distance, to obtain distances between 0 and 1. Finally, we subtracted these distances from 1 to obtain similarities.

Table 3.2: Significant Pearson correlation coefficients between environmental variables and land use types across all stream sites. Significance indicated as follows: non-significant (-), * = $P \leq 0.05$, ** = $P \leq 0.001$, *** = $P \leq 0.0001$. See Table A1 and

text for abbreviations and transformation details. Environmental variables that were never correlated with land use are not shown.

Variables	Land use					
	IC	Resid	Agric	Indust	Forest	Barren
<i>Urbanization index</i>						
IC	-	0.52***	-0.68***	0.64***	-0.63***	-
<i>Local habitat characteristics</i>						
W_debris	-0.32*	-	0.37*	-	-	-
Root	-0.36*	-	0.25*	-0.26*	-	-
Canopy	-0.28*	-	-	-	0.31*	-
Slope	0.47***	-	-0.34*	0.57***	-0.34*	0.24*
IQBR	-	-	-	-	0.24*	-
Depth	-	-0.24*	-	0.30*	-	0.31*
Dschrg	0.28*	-	-0.28*	0.33*	-	0.27*
<i>Water quality</i>						
Temp	-	-	0.27*	-0.44**	-	-
Colif	0.58***	-	-0.64***	0.62***	-0.26*	-
pH	-	-0.37*	-	-	-	-
Cond	0.49***	-	-0.62***	0.61***	-	0.31*
TN	-0.34*	-	0.47***	-0.41**	-	-0.31*

We calculated community composition similarities and environmental similarities for each stream, then aggregated all sites in a single distance matrix. Sites without catches were removed prior to calculating the distance matrix because it is impossible to study species composition decay without species and to avoid the problem of double zeroes; thus 59 sites were retained for analyses. Spatial distance was calculated as the watercourse distance between sites using GIS (Qgis development team, 2014), as it is representative of the best dispersal paths available to aquatic

organisms such as fish and macroinvertebrates (Beisner *et al.*, 2006; Grenouillet *et al.*, 2008). Following Erős *et al.* (2017), the relationships between pairwise spatial distance and pairwise community and environmental similarities were tested using a Monte Carlo permutation procedure (9999 permutations). Usually, Mantel tests are the standard method for then separating local from regional effects on community similarity (Borcard, Legendre & Drapeau, 1992; Brown & Swan, 2010). However, because we pooled sites from multiple streams and did not calculate similarities between streams boundaries, we could not use Mantel tests, as it requires complete matrices of site-by-site distance and site-by-site similarity. We instead calculated the relation between community composition similarity and environmental similarity to determine whether the environment had any influence on our metacommunity structure (Brown & Swan, 2010). Analyses were done using *lm*, *vegdist* and *lmorigin* functions from the *stats*, *vegan* and *ape* packages.

To evaluate the potential for recolonization at the stream scale, Wilcoxon matched-pairs signed-rank tests were computed on species abundances, richness and catch-per-unit effort (CPUE) to test whether it differed significantly between gear sampling methods across four streams (Table 3.6). All scores were calculated using all 28 species observed. To do so, we calculated the relative richness, relative abundance and CPUE of minnow traps and fyke nets per stream, and then compared the scores. CPUE was calculated as total catches per 24h for minnow traps and total catches per 48h for fyke nets (Portt *et al.* 2006). We standardized the CPUE scores to catch per effective hour, making them comparable across all sampling gears. This analysis was done using *wilcox.test* function from the *stats* package in R. All statistical analyses were done in R (v. 3.1.3).

RESULTS

Across all streams, we observed a total of 14 fish species from eight families using minnow traps, with a mean abundance of four individuals ($SE=0.8$) per site (Table A2). Fyke net sampling resulted in the addition of 14 more species to the regional pool, with a mean abundance of eight individuals ($SE=0.9$) (Table A2). A re-sampling in July 2016 at 2 sites in each stream using the same minnow trap methods confirmed that these abundance means were standard in these sites; *i.e* there was no significant variation in fish abundances between years (data not shown). Across all sites and sampling techniques, most of the fish species caught were intermediate or tolerant to pollution, and were mainly insectivorous or omnivorous (Table A2). The most abundant species in our streams were *Chrosomus* sp., *Culeas inconstans*, *Pimephales promelas*, *Semotilus atromaculatus*, and *Umbra limni*, species that are very common in many small streams in North America as well as in southern Quebec (Scott & Crossman, 1985; Desroches & Picard, 2013).

A PCA of the fish communities from the minnow traps showed that Paradis and Gascon streams had the most variable compositions across the sampled sites (Fig. 3.2). Four species (*Semotilus atromaculatus*, *Catostomus commersonnii*, *Chrosomus* sp. and *Pimephales promelas*) contributed the most to site compositional variability in these streams. The total abundances of *Semotilus atromaculatus* and *Catostomus commersonnii* were strongly related to each other, as was the pair consisting of *Chrosomus* sp. and *Pimephales promelas*. Furthermore, these two pairs of abundant species were relatively orthogonal to each other, indicating independent distributions. PCA axis 1 explained 16% of total variation while axis 2 added another 11%.

Comparison of the four indices between streams with least-square means showed that the main variation between streams was in fish richness. All other indices yielded non-significant results. Gascon was the stream that differed the most in richness,

being significantly different than three of the other six streams (La Pinière, Ste-Rose and Paradis; table A3).

Biotic responses to local environmental conditions were explored using multiple regression models to regress each biotic index with each variable group (Tables 3.3, 3.4 and 3.5). All selected models explained between 5 and 22% of variation (R^2_{adj}) in diversity or abundance across all sites. The habitat quality variable group identified the most variation in abundance and diversity, accounting for between 8 and 22 % of variation (Table 3.3). LCBD and Shannon diversity seemed strongly related to habitat complexity variables (*i.e* % woody debris, % macrophyte cover, % root cover). Local habitat metrics (depth, % coarse substrate, distance from the mouth) were mostly associated with abundance and richness. For land use variables (Table 3.4), variation explained was very low, between 5 and 7%. Most of the biotic indices were negatively related to every type of land use type, except for crops in the case of Shannon diversity. Water quality variables group (Table 3.5) accounted for 10-14% of variation in fish diversity and abundance. Notably, abundance and richness were influenced by nutrients, while temperature affected all indices. LCBD was again uniquely influenced by other variables like conductivity and coliforms.

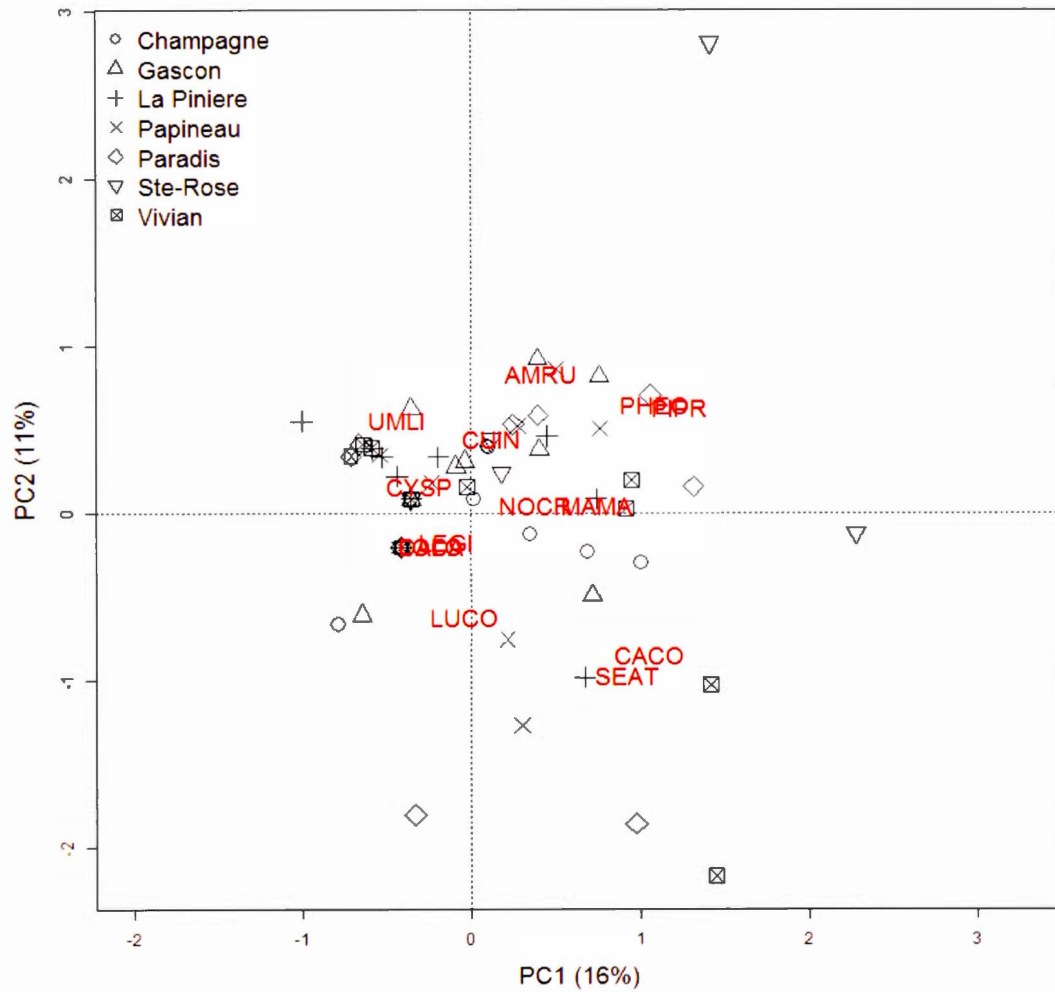


Fig. 3.2. PCA biplot of the fish community composition data for minnow traps. a) Biplot showing all 80 sites. All fish abundances were Hellinger transformed. Fish species names are indicated as defined in Table A2.

Table 3.3: Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models relating each biotic index to local habitat characteristics. R^2_{adj} and P values were tested by random permutations (9999). For abbreviations and transformations see Table A1. Significance indicated as follows: non-significant (-), * = $P \leq 0.05$, ** = $P \leq 0.001$.

	ln(Abundance+1)	Shannon	Richness	LCBD
<i>Intercept</i>	2.91	0.51	1.99	0.03
% macrophyte cover	-	0.06**	-	-
% roots cover	-	0.03*	-	0.01
% canopy cover	-	0.10*	-	-0.01**
% coarse substrate	-0.29*	-0.05*	-0.17	-
distance from the mouth	0.23**	-	0.13	-
depth	1.11*	-	-	0.01*
habitat heterogeneity	0.50*	-	0.29	-
% woody debris	0.55*	-	0.46*	0.002*
flow	-	-	-	0.01**
<i>P</i>	<0.0001	0.007	0.05	0.01
R^2_{adj}	0.22	0.13	0.08	0.13

Table 3.4: Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models explaining biotic indices by land use type. R^2_{adj} and P values were tested by random permutations (9999). For abbreviations and transformations see Table A1. Significance indicated as follows: non-significant (-), * = $P \leq 0.05$, ** = $P \leq 0.001$.

	ln(Abundance+1)	Shannon	Richness	LCBD
<i>Intercept</i>	0.75	0.59	0.32	0.01
% agricultural land cover	-	0.07*	-	-
% impervious land cover	-0.77**	-	-0.68*	-
% forested land cover	-0.60*	-	-0.46	-
% barren land cover	-	-	-0.33	-
% industrial land cover	-	-	-	-0.01*
<i>P</i>	0.02	0.01	0.03	0.03
R^2_{adj}	0.07	0.07	0.07	0.05

Table 3.5: Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models relating each biotic index to water characteristics. R^2_{adj} and P values were tested by random permutations (9999). For abbreviations and transformations see Table A1. Significance indicated as follows: non-significant (-), * = $P \leq 0.05$, ** = $P \leq 0.001$.

	ln(Abundance+1)	Shannon	Richness	LCBD
<i>Intercept</i>	6.53	-0.15	3.23	0.12
water temperature	0.19*	0.03	0.23**	-0.01
total nitrate	0.74*	0.27*	1.09*	-
total phosphorous	-2.04	-	-1.99*	-
dissolved oxygen	-0.37**	-	-	-
water conductivity	-	-	-	-0.03*
Total coliform units	-	-	-	-0.01**
P	0.03	0.009	0.003	0.008
R^2_{adj}	0.10	0.10	0.14	0.12

LOESS regressions (Fig. 3.3) showed a decline in fish abundance and diversity with an increasing urbanization of the landscape around sampled sites, with stabilization in losses at around 30% of impervious cover. A small increase in abundance at higher % IC was visible resulting from two sites in La Pinière which each had many individuals despite occurring in a highly urban environment. Generally speaking, the trends detected with the LOESS fit were weak, and when tested with GAM for predictions, none were significant (data not shown).

The overall β -diversity model (Fig. 3.4) demonstrated that eight sites had significant LCBD values. Five of these sites were found in Paradis stream within the relatively undisturbed grounds of a minimum-security penitentiary without public access. Interestingly, other stream sites with relatively high LCBD values were also located mid-stream, but in more urbanized landscapes (e.g. in La Pinière). For SCBD, three species contributed the most to the total β -diversity: *Semotilus atromaculatus*, *Chrosomus* sp. and *Culeas inconstans*.

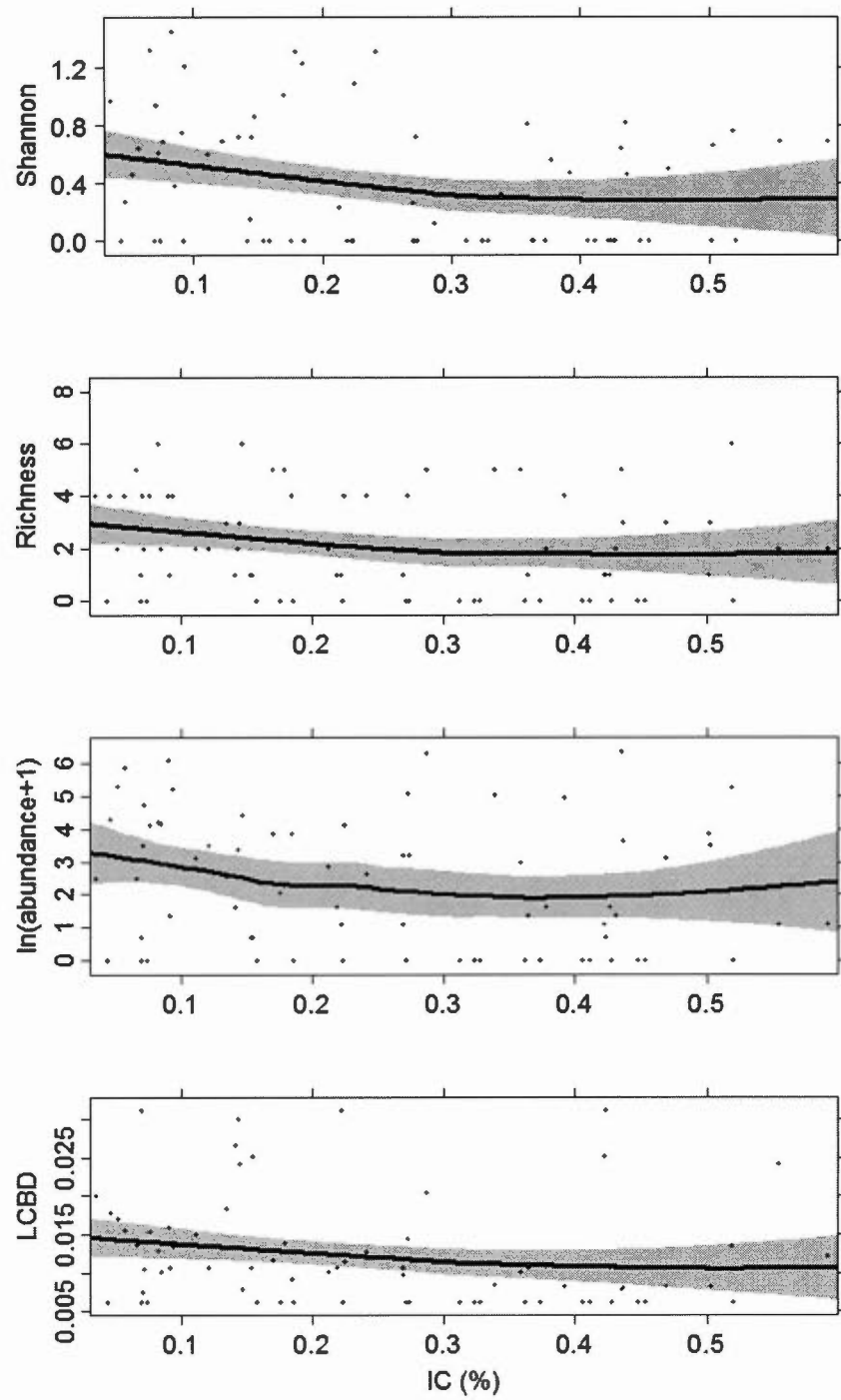


Fig. 3.3. Impervious cover LOESS regression for each biotic index. Parameters for smoothing and span in each panel were selected using generalized cross-validation.

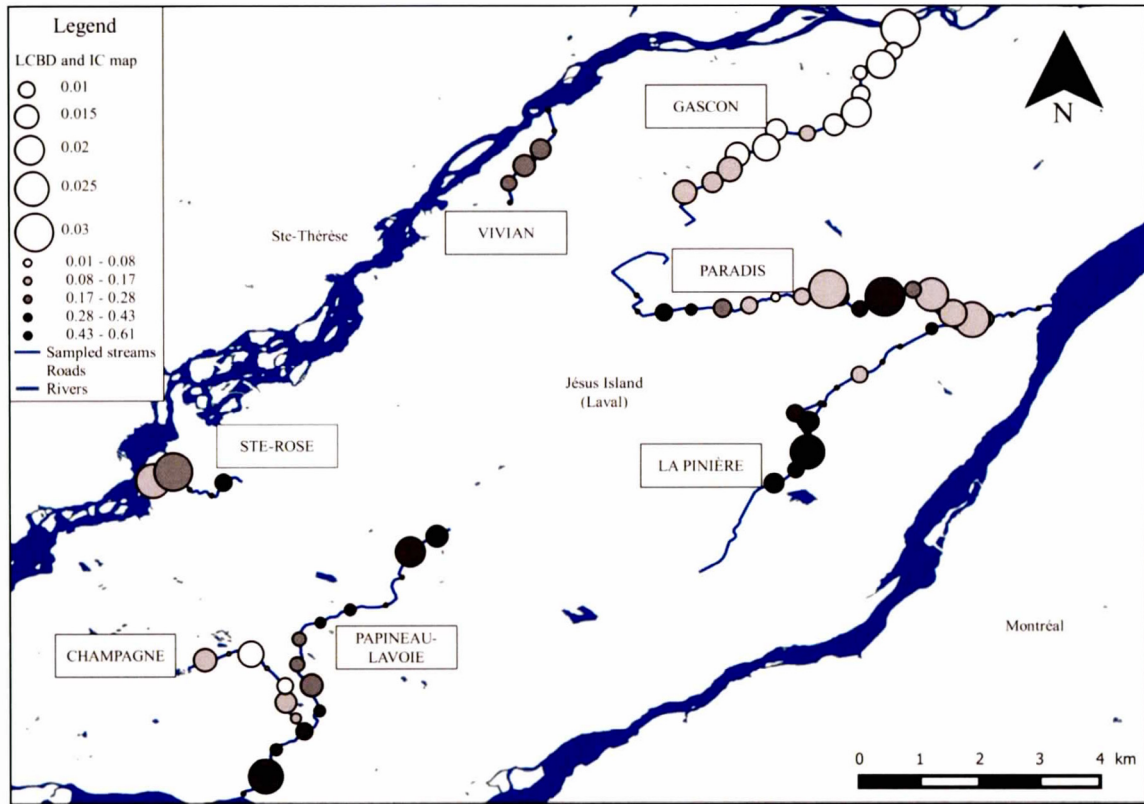


Fig. 3.4. Map of the stream sites indicating the LCBD, or site community uniqueness coefficients and % IC. Sizes of the circles indicate the relative LCBD value and tones of grey, % IC around the site. All shapefiles from CMM (2015). Datum NAD83.

Distance-decay analysis showed that environmental similarity was significantly related to increasing distance between sites (slope = -0.034, $R^2_{adj} = 0.10$, $P < 0.0001$; Table 3.6a; Fig. A1a), indicating that environmental variables were spatially dependant across all streams. Fish community composition also became less similar with distance (slope = -0.0451, $R^2_{adj} = 0.07$, $P < 0.0001$ and slope = -0.0280, $R^2_{adj} = 0.03$, $P=0.008$; Table 3.6a and 3.6b; Fig. A1b and A1c). Nevertheless, the rate of decay and explained variance were very low for both environmental and community

similarities. Regressions of fish community similarity against environmental similarity indicated that no relationship between them could be detected (Table 3.6b).

Wilcoxon matched-pairs signed-rank tests showed no significant differences between minnow trap and fyke net means for abundances, richness and CPUE scores (Table 3.7).

Table 3.6. Slopes and statistics across the 7 study streams for (a) Bray-Curtis and Jaccard community similarities and Euclidean environmental similarity versus geographical distance (Distance-decays). (b) Bray-Curtis and Jaccard community similarities versus environmental similarity.

Distance	Slopes	R^2_{adj}	<i>p</i> -values
(a) Distance decays			
Bray-Curtis	-0.0451	0.070	<0.0001
Jaccard	-0.0280	0.030	0.0076
Environmental	-0.034	0.10	<0.0001
(b) Community similarity vs. environmental similarity			
Bray-Curtis	0.0077	-0.005	NS
Jaccard	-0.2556	0.006	NS

Table 3.7. Total abundance and total richness for four stream fish community by sampling gear: M= minnow traps, F= fyke nets. Catch-per-unit effort scores (CPUE) were calculated as described in Methods.

	M			F		
	abundance	richness	CPUE	abundance	richness	CPUE
Gascon	1277	12	53.2	571	26	11.9
Papineau	1754	6	73.1	31	6	0.6
Paradis	334	8	13.9	295	15	6.1
Vivian	38	5	1.6	82	11	1.7

DISCUSSION

Our study indicates that urbanization has had many detrimental impacts on fish diversity and abundance across several streams in Laval, southern Canada, attributable to changes in habitat and water quality. We identified urbanization effects on fish habitat, mainly through habitat homogenization. Water and habitat quality were poorer in areas where IC was important (>30%). Fish abundance and diversity were declining faster between 0-30% IC, and were alarmingly low after 30% IC. Also, fish were limited in their dispersion via stream watercourse by physical barriers, but colonization might be possible by other less tolerant taxa via larger rivers surrounding the island of Laval, given that these barriers would be removed.

In the multiple regressions models, there were associations with the biotic indices (Tables 3.3 and 3.5), for two of our three environmental variable group types (habitat quality and water quality). Generally, water quality and habitat quality variables contributed the most to variation in fish diversity and abundance for our study streams, ranging between 5-22% ($R^2_{adj.}$) of total variation explained. The availability and quality of habitat patches at a local scale was the main driver influencing the composition of these small and highly tolerant fish communities, as seen in other studies in the USA (Wang *et al*, 2000; Brown *et al*, 2009). In highly impacted streams, quality habitat availability is usually very low (Wang *et al*, 1997; Klauda *et al*, 1998), and it quickly becomes a limiting factor for fish communities. Land use also appears to more directly influence habitat and water quality variables than fish diversity and abundance directly, owing to the fact that land use is more directly linked with changes in physical and morphological processes in streams (Allan, 2004).

For fish, habitat variables best explained community abundance and Shannon diversity. Factors that added structure to the stream habitat, including woody debris, habitat heterogeneity (for abundance) and roots and macrophytes in the streams as well as a highly treed canopy cover (for Shannon diversity) favoured fish

communities. Discharge and stream depth also improve habitat availability and positively affected overall fish abundances. On the other hand, coarse substrates (mainly large-sized gravel) negatively affected these two community indicators. While coarse substrates could be ideal for many species of fish, for the community of perturbation tolerant fish found here, composed primarily of small cyprinids, finer substrates such as small gravel and sand are preferred, leading to the observed negative response of highly tolerant communities. Interestingly, the distance from the downstream mouth of the stream (where it joined the larger rivers around the island of Laval) positively affected total fish abundances, but not diversity. We expect that this is because sites closer to the stream mouths are used by larger river fish (data not shown), especially for spawning and that this would favour higher predation levels on small stream fish (also potentially by piscivorous birds that are more common along the larger river corridors than inland). Further upstream, the more isolated communities composed of environmentally tolerant fish that remain are able to become abundant without strong predation control.

Water quality variables were most associated with fish community richness and LCBD, although these were less well explained in the multiple regressions (12-14% variation; Table 3.7). Richness was favoured in high TN, temperature, but lower TP sites. As discussed previously, high TN and temperatures are indicative of more agricultural and less industrial land use, which favours fish richness and contributions to metacommunity diversity. Again, the relationship of TP to land use and thus to fish diversity is unclear, but high TP could favour filamentous algal growth in more stagnant waters (Walsh *et al.* 2005b), which, if present, could impede the development of higher trophic levels. Note that our LCBD maps also indicated a colonization potential of these small urban streams from the larger surrounding rivers (Des Prairies and Milles-Îles) by fish species.

Urbanization, as associated with impermeable cover (IC), was one of the main factors linked to a loss of fish community diversity and abundance in all the sampled streams.

The LOESS regressions demonstrated that the increase in IC led to general declines in all the estimated diversity indices, including total abundance (Fig. 3.3). Thus, % IC potentially has only an indirect effect on fish diversity and abundance in these streams through habitat and water quality and that those proximate site-related variables should prove to be more useful when linking a decrease in diversity with urbanization (Wang *et al.* 2003). The insignificant GAM models however indicate that there is no % IC that could be identified as a critical level for declining fish diversity and abundance in these streams. We hypothesize that the low diversity of only tolerant species in these highly impacted streams and high variability among stream diversity did not enable us to detect a significant signal in LOESS and GAM models.

By quantifying the local contribution to LCBD (Fig. 3.4), we demonstrated that uniqueness in species composition was present in many sites, often due to uneven abundances between sites, or by dominance by one species over the others (*Culeas inconstans* or *Chrosomus* sp.). Based on the species contribution to β -diversity (SCBD), it was three of the most frequently caught species (*Semotilus atromaculatus*, *Culeas inconstans* or *Chrosomus* sp.) that contributed the most to site uniqueness. This result, while counter-intuitive, is explained by the fact that the SCBD varies greatly if a species is caught in extreme numbers at one site, but not, or very little, elsewhere (Legendre & De Cáceres, 2013). Overall, the β -diversity analysis showed that local variables had effects that may be ecologically relevant at broader, stream-scales and underlines the importance of developing multiscale indicators of diversity. The key observation is that while local habitat or water quality variables were important for fish community composition and diversity, geographical or physical processes were relevant for β -diversity patterns. Thus geographical and physical processes should be relevant to any eventual restoration of this urban stream metacommunity as a whole.

Patchiness of the LCBD scores seen in Fig. 3.4 can be explained by a possible lack of connections between sites inside a stream, mainly due to disturbance in the urban landscape (McBride & Booth, 2005). While sampling, we observed a few physical barriers, including dams, accumulated garbage or culverts that led to the fragmentation and isolation of some sites within their otherwise relatively continuous streams. While these barriers might genetically, hydrologically and ecologically isolate fish populations and communities deep inside these streams, they also likely protect them from aquatic predators or novel competitors (Rahel, 2007; Childs *et al*, 2008; Pépino *et al*, 2012). These physical barriers were often located mid-stream, in more urban areas, allowing for many non-resident fish to visit the first few sites of streams, causing hydrological isolation for fish dispersal and contributing to the distance-decay of similarity (Table 3.6, Fig. 3.5). One can imagine that recolonization of these streams by other visiting species is possible, given that these barriers would eventually be removed by stream restoration projects.

In support of physical barriers to movement shaping these stream fish metacommunities, we found evidence of dispersal limitation in the distance-decay relationships for fish communities in these streams (Table 3.6; Fig. 3.5). These relationships showed that environment and fish community similarity were not independent of distance, as seen in many studies in temperate streams for several types of communities (Brown & Swan, 2010; Maloney & Munguia, 2011; Astorga *et al*, 2012, Erős *et al*, 2017). We noted a number of such barriers in our field sampling, including small waterfalls, reduced water flow between sites, culverts, as well as areas of streams blocked by woody debris. Such barriers to fish movement are expected in urban habitats (Lake *et al*. 2007; Favaro *et al*. 2014). Also important to note, Gascon stream was the most species rich and least impacted stream in this study, owing likely to the fact that it is almost exclusively located in an agricultural setting. Very few barriers (less than 5) were seen in Gascon while sampling. Fish communities were clearly limited by dispersal, as evidenced by their very strong

distance-decay slope. Furthermore, given the high environmental heterogeneity observed, high site fidelity in fish would be expected. A recent study of fish communities in more pristine north temperate streams (Erős *et al*, 2017) found slopes (< -0.0001) for community similarity with distance that were again several orders of magnitude lower than our values (-0.05). Thus, the fish communities in our urban metacommunity are more dispersal limited than in more pristine streamscapes. Although we could not find any studies with distance-decay in urbanized temperate streams, our results are comparable with findings for streams in Maryland (USA) and Finland (Maloney & Munguia, 2011; Astorga *et al*, 2012). We conclude that fish in our urban metacommunity are highly dispersal limited and responsive to environmental conditions mainly through species extinctions in unsuitable sites.

The possible recolonization of our urban streams by more diverse species was explored with fyke nets placed at the confluence of the inland streams with the surrounding larger Milles-Îles R. and La Prairie R. Likely owing to a limited number of comparison streams (only four) and an absence of normal distribution in our fish community data, we did not detect significant difference in the means for fish richness, abundance or CPUE between streams and between sampling gear. Even though no difference between mean catches could be observed, Table 3.6 (and also Table A2) clearly showed total richness differences between the fishing gear type in terms of species. Nevertheless, based on field observations and other studies in temperate streams (Portt *et al*, 2006), it is in our opinion that visiting species, as captured in fyke nets (Table A2) could provide a potential source of colonizers, adding taxonomic or functional diversity to eventually restored streams, should this be considered.

The taxonomic diversity and abundance in our southern Canadian streams were relatively similar to that observed other urban streams (Wang *et al*, 2000; Siligato & Böhmer, 2001; Wang *et al*, 2001). Most of our fish species however, were intermediate or highly tolerant to pollution and opportunistic feeders (Table A2), thus

representing a relatively depauperate and homogeneous functional composition. In contrast, some of the common fish functional traits generally found in less impacted streams of similar size include: intolerance to pollution, greater number of piscivorous species, low temperature/high oxygen obligatory species, moderate and fast current species, and also species associated with a greater habitat complexity (Keck *et al*, 2014).

While we demonstrated the adverse effect of urbanization on fish communities and stream habitat quality, we also found that fish functional traits are unlikely to be useful indicators of the state of the urban streams because most of the species encountered were *already* tolerant to pollution and are almost all opportunistic feeders. Without a strong gradient in species composition and low abundance and richness, functional responses are more difficult to detect. Several authors have also pointed out that urban stormwater drainage networks are likely to influence rivers physical and biotic processes (Paul & Meyer, 2001; Schueler, 2003, Groffman *et al*, 2003), and that this mechanism is missing or under considered in many urban freshwater ecology studies (Walsh *et al*, 2016). While we tried to take into account the coupling of combined and separate sewers in our urbanization metric (IC), the only existing data concerning sewer systems in Laval is a very complex physical network undigitized paper map for the entire city, and engineers could not help us decipher it since they could not interpret it. Thus we were unable to calculate an effective watershed size (including underground pipe inputs) at each site. Overall, the physical and biological characteristics of our urban streams are consistent with those found for other urbanized streams in Canada, South America or in Europe (Kilgour & Barton 1999; Gerhard *et al*, 2004; Hering *et al*, 2006), and respond largely as expected according to predictions of the *Urban Stream Syndrome* (Wang *et al*, 2000; Walsh *et al*, 2005a; Vietz *et al*, 2015). To our knowledge, this study is the first to link distance-decay patterns in urban settings, and also in Quebec to address urban streams fish community diversity on this regional scale, at this level of urbanization.

APPENDIX

Table A1: Variable abbreviations and their definitions, as well as transformation and category to which they belong.

Variable abbreviation	Full name	Units	Transformation applied	Variable category	Description
Agric	Agricultural landscape	%	Logit	landscape	Proportion of agricultural land use in an upstream corridor of 400 m.
Barren	Barren landscape	%	Logit	landscape	Proportion of barren land use in an upstream corridor of 400 m.
C_sbstrrt	Coarse substrate	%	Logit	habitat	Proportion of substrate particles >2 mm
Canopy	Canopy cover	%	Logit	habitat	Proportion of sky obscured by foliage
Colif	Total coliform count	CFU/100 mL	Box-Cox ($\lambda=0.46$)	water	-
Cond	Water conductivity	$\mu\text{S}/\text{cm}^3$	Box-Cox ($\lambda=0.23$)	water	-
Depth	Average depth	m	Box-Cox ($\lambda=0.33$)	habitat	-
DO	Dissolved oxygen	mg/L	Box-Cox ($\lambda=0.65$)	water	-
Dschrg	Discharge	L/s	Box-Cox ($\lambda=0.38$)	habitat	-
Distance	Distance from mouth	m	Box-Cox ($\lambda=0.24$)	habitat	Distance of site from stream mouth
Flow	Flow	m/s	Box-Cox ($\lambda=0.51$)	habitat	-
Forested	Forested landscape	%	Logit	landscape	Proportion of forested land use in an upstream corridor of 400 m.
Hab_hetero	Habitat heterogeneity	-	Box-Cox ($\lambda=0.60$)	habitat	Measure of in-stream heterogeneity at each station
IC	Impervious cover	%	Logit	landscape	Proportion of impervious surfaces in the upstream 400m corridor.
Indust	Industrial landscape	%	Logit	landscape	Proportion of industrial land use in the upstream 400m corridor.
IQBR	Indice de Qualité des Bandes Riveraines	-	Box-Cox ($\lambda=0.22$)	habitat	Multiparametric index describing bank quality at each station
Macroph	Macrophytes	%	Logit	habitat	Proportion of in-stream habitat covered by macrophytes
O_debris	Organic debris	%	Logit	habitat	Proportion of in-stream habitat covered by organic debris, excluding silt and branches
pH	Water pH	-	Box-Cox ($\lambda=2.16$)	water	-

Resid	Residential landscape	%	Logit	landscape	Proportion of residential land use in the upstream 400m corridor.
Riffle	Riffle	%	Logit	habitat	Proportion of in-stream habitat qualitatively categorized as a riffle
Roots	Roots	%	Logit	habitat	Proportion of in-stream habitat covered by bare roots
Temp	Water temperature	°C	Box-Cox ($\lambda=0.96$)	water	-
TN	Total nitrogen	ppm	Box-Cox ($\lambda=-0.55$)	water	-
TP	Total phosphorus	$\mu\text{g/L}$	Box-Cox ($\lambda=-0.25$)	water	-
W_debris	Woody debris	%	Logit	habitat	Proportion of in-stream habitat covered by woody debris

Table A1 (suite)

Table A2. Fish species ID codes, observed total abundance across all streams (estimated using: M=minnow trap, F=fyke net), relative tolerance and trophic levels (Barbour *et al.* 1999; LaViolette *et al.* 2003; Desroches & Picard, 2013).

Common name	Scientific name	Code	Tolerance	Trophic level	Total abundance (M)	Total abundance (F)
Rock bass	<i>A. rupestris</i>	AMRU	intermediate	insectivore	1	11
Brown bullhead	<i>A. nebulosus</i>	AMNE	tolerant	insectivore	-	11
Crucian carp	<i>C. carassius</i>	CACA	tolerant	insectivore	2	-
White sucker	<i>C. commersonii</i>	CACO	tolerant	omnivore	19	122
Northern redbelly dace	<i>Chrosomus sp.</i>	PHEO	tolerant	insectivore	1761	285
Brook stickleback	<i>C. inconstans</i>	CUIN	intermediate	insectivore	1437	99
Spotfin shiner	<i>C. spiloptera</i>	CYSP	intermediate	insectivore	3	94
Northern pike	<i>E. lucius</i>	ESLU	intermediate	piscivore	-	3
Iowa darter	<i>E. exile</i>	ETEX	intermediate	insectivore	-	1
Fantail darter	<i>E. flabellare</i>	ETFL	intermediate	insectivore	-	-
Johnny darter	<i>E. nigrum</i>	ETNI	intermediate	insectivore	-	2
Banded killifish	<i>F. diaphanus</i>	FUDI	tolerant	insectivore	-	7
Brassy minnow	<i>H. hankinsoni</i>	HYHA	intermediate	planktivore	-	4
Silver lamprey	<i>I. unicuspis</i>	ICUN	tolerant	parasite	-	1
Pumpkinseed	<i>L. gibbosus</i>	LEGI	intermediate	insectivore	4	5
Burbot	<i>L. lota</i>	LOLO	intermediate	piscivore	1	8
Common shiner	<i>L. cornutus</i>	LUCO	intermediate	insectivore	30	76
Pearl dace	<i>M. margarita</i>	MAMA	intermediate	insectivore	19	1
Smallmouth bass	<i>M. dolomieu</i>	MIDO	intermediate	piscivore	-	2
Golden shiner	<i>N. crysoleucas</i>	NOCR	tolerant	omnivore	2	3
Bridle shiner	<i>N. bifrenatus</i>	NOBI	intolerant	herbivore	-	1
Spottail shiner	<i>N. hudsonius</i>	NOHU	intermediate	insectivore	-	3
Mimic shiner	<i>N. volucellus</i>	NOVO	intolerant	insectivore	-	7
Yellow perch	<i>P. flavescens</i>	PEFL	intermediate	insectivore	-	-
Bluntnose minnow	<i>P. notatus</i>	PINO	tolerant	omnivore	-	27
Fathead minnow	<i>P. promelas</i>	PIPR	tolerant	omnivore	266	60
Blacknose dace	<i>R. atratulus</i>	RHAT	intermediate	insectivore	-	-
Longnose dace	<i>R. cataractae</i>	RHCA	intermediate	insectivore	-	1
Walleye	<i>S. vitreus</i>	SAVI	intermediate	piscivore	-	2
Creek chub	<i>S. atromaculatus</i>	SEAT	tolerant	piscivore	120	164
Central mudminnow	<i>U. limi</i>	UMLI	tolerant	insectivore	283	8

Table A3. Least-square means for fish species richness compared pair wise at the whole-stream level. Contrasts represent pair wise comparisons of the richness means between streams. *P*-values were adjusted by controlling for the false discovery rate (fdr).

Contrast		estimate	SE	df	<i>t</i> ratio	<i>P</i> -value
Champagne	Gascon	-1.357	0.812	73	-1.671	0.231
Champagne	Lapiniere	1.345	0.788	73	1.706	0.231
Champagne	Papineau	-0.571	0.812	73	-0.704	0.598
Champagne	Paradis	0.168	0.788	73	0.213	0.873
Champagne	Ste-Rose	1.486	1.027	73	1.446	0.291
Champagne	Vivian	0.452	0.976	73	0.463	0.752
Gascon	Lapiniere	2.702	0.633	73	4.267	0.001
Gascon	Papineau	0.786	0.663	73	1.185	0.370
Gascon	Paradis	1.525	0.633	73	2.409	0.030
Gascon	Ste-Rose	2.843	0.914	73	3.110	0.024
Gascon	Vivian	1.810	0.856	73	2.114	0.133
Lapiniere	Papineau	-1.916	0.633	73	-3.026	0.024
Lapiniere	Paradis	-1.176	0.602	73	-1.955	0.163
Lapiniere	Ste-Rose	0.141	0.893	73	0.158	0.875
Lapiniere	Vivian	-0.892	0.833	73	-1.071	0.403
Papineau	Paradis	0.739	0.633	73	1.168	0.370
Papineau	Ste-Rose	2.057	0.914	73	2.251	0.115
Papineau	Vivian	1.024	0.856	73	1.196	0.370
Paradis	Ste-Rose	1.318	0.893	73	1.476	0.291
Paradis	Vivian	0.284	0.833	73	0.341	0.811
Ste-Rose	Vivian	-1.033	1.062	73	-0.973	0.438

Table A4. Collinear variables removed from the environmental dataset (Pearson correlation > 0.8).

Variable 1	Variable 2	Pearson's <i>r</i>
% macrophytes emerged	% organic debris	0.99
bank plant richness	bank herbaceous plant richness	0.93
bank % bedrock cover	% bedrock substrate	0.99
% silt substrate	% fine substrate	0.88
% pebble substrate	% coarse substrate	0.83

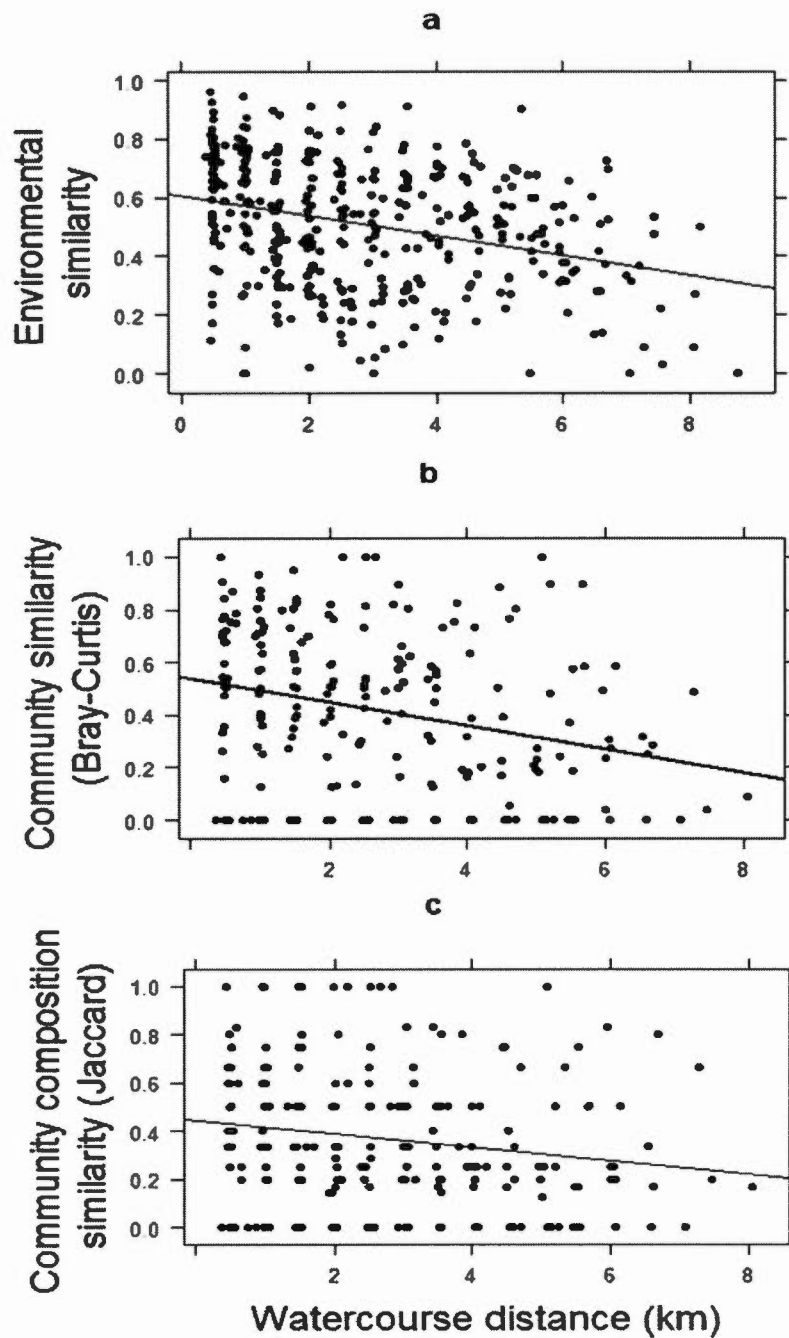


Figure A1. Distance-decay relationships between a) environmental similarity and distance, b and c) fish community similarities and distance. For statistics, refer to table 6.

CONCLUSION

Suite à l'analyse des résultats de notre étude sur les ruisseaux urbains de Laval, il est clair que ces ruisseaux sont bel et bien sous l'emprise du syndrome des ruisseaux urbains tel qu'identifié par Walsh *et al.* (2005a). De manière générale, ces ruisseaux sont fortement impactés par des pressions de nature anthropique. Que ce soit par la grande quantité de recouvrement imperméable autour de la plupart des ruisseaux, la piètre qualité de l'eau, la fragmentation et la présence de barrières physiques dans les ruisseaux, l'homogénéisation des habitats et des régimes de débit ou la grande uniformité des espèces de poisson en termes de tolérance à la pollution qu'ils supportent, ces ruisseaux sont d'excellents candidats pour une étude de cas sur les impacts de l'urbanisation sur les écosystèmes lotiques.

L'objectif de cette étude était donc d'évaluer l'effet de l'urbanisation sur des cours d'eau de bas ordres dans la grande région métropolitaine de Montréal. En mesurant les impacts de l'urbanisation sur les habitats aquatiques et sur la qualité de l'eau, il a été possible de déterminer comment ces écosystèmes précaires ont été affectés. Aussi, en mesurant ses impacts sur la faune piscicole, nous avons pu déterminer jusqu'à quel point les perturbations ont changé les communautés biologiques de ces ruisseaux. Finalement, les résultats ont permis d'identifier les principales causes de perturbation qui seraient d'excellentes cibles pour d'éventuelles restaurations ou améliorations dans la gestion des eaux urbaines.

Plus précisément, nous avons démontré que la qualité de l'habitat était très importante pour l'abondance des poissons de ces ruisseaux, et que la complexité de l'habitat favoriserait la diversité, au même titre que la qualité de l'eau. Notre indice de l'urbanisation, le recouvrement imperméable, ne nous a pas permis de lier la perte d'abondance et de diversité à l'urbanisation, quoique des seuils d'action ont été identifiés. Ensuite, l'analyse de la diversité bêta nous informe que l'urbanisation

homogénéise les communautés : les sites les moins urbains possèdent les plus uniques communautés. Les relations de diminution de la similarité selon la distance et la carte des LCBD montrent que les poissons sont limités dans leurs déplacements le long du gradient d'urbanisation. Les barrières physiques semblent limiter la colonisation de ces ruisseaux par d'autres espèces moins tolérantes, même si un potentiel de colonisation est présent.

L'agriculture a aussi un effet significatif sur ces variables. Bien que reflétant la réalité de nombreuses municipalités canadiennes, la polarisation agriculture versus ville des sites étudiée montre une dynamique intéressante. Ainsi, dans notre cas l'effet de l'agriculture est toujours contraire à celui de l'urbanisation : quand l'urbanisation simplifie l'habitat, l'agriculture le complexifie. Cette conclusion aurait probablement pu être fort différente avec une représentation plus importante des sites forestiers plus naturels, rares en milieu urbain. Néanmoins, un message important en découle : pour que l'agriculture paraisse bénéfique pour les environnements aquatiques dans ces ruisseaux, l'urbanisation doit être un puissant vecteur de dégradation.

Au Québec, la gestion des eaux usées de nombreuses villes québécoises n'était pas encore apte à préserver adéquatement les milieux naturels aquatiques. Les nombreux événements de surverses que les cours d'eau urbains doivent encaisser durant chaque averse dégradent les habitats aquatiques et appauvrissent les communautés biologiques (Walsh *et al*, 2005, Walsh et Webb, 2016). Un rapport du Ministère des Affaires Municipales et de l'Occupation du Territoire (MAMROT, 2014) a mis en lumière les débordements des villes québécoises. En 2013, la ville de Laval a déversé plus de 1300 fois ses eaux usées dans les rivières et ruisseaux avoisinants (MAMROT, 2014). Comme les ruisseaux Vivian et La Pinière sont à proximité de stations d'épuration des eaux usées, ceci indique que ces petits cours d'eau sont fort probablement appauvris par l'urbanisation avoisinante via cette contamination de l'eau. Ainsi, la restauration de ces écosystèmes vulnérables et d'importance doit

impérativement passé par une diminution des surverses et fuites des réseaux des eaux usées, ou mieux encore, par une médiation de leurs impacts. Il est aussi important de mentionner que la qualité des bandes riveraines sur le territoire étudié était généralement excellente. Toutefois, celles-ci ne peuvent fonctionner si l'eau est directement acheminée au cours d'eau par des tuyaux ou des ouvrages de surverse.

Cette étude comporte plusieurs implications pour l'écologie aquatique en milieu urbain et pour l'aménagement, la restauration ou la conservation des habitats essentiels pour la faune piscicole de ces ruisseaux. Premièrement, nous avons identifié les ruisseaux et les sites de Laval à prioriser pour l'aménagement ou la restauration de ces ruisseaux. Papineau-Lavoie et La Pinière sont deux ruisseaux en zone hautement urbanisée, et ont plusieurs sites isolés des autres par des barrières, et qui ont une mauvaise qualité de l'eau (sel à déglacage, ouvrages de surverse, etc.). Certaines sections du ruisseau Gascon, en milieu agricole, profiteraient d'une plus grande largeur de bande riveraine, qui favoriserait l'ombrage de ces sections, et ainsi des températures plus basses essentielles à l'établissement d'espèces moins tolérantes (Groffman *et al*, 2003). Le débit quasi-inexistant des ruisseaux Ste-Rose et Champagne profiterait grandement, si la ville de Laval allait enlever les barrières physiques et les barrages de castor de ces ruisseaux. En rétablissant la connectivité de ses cours d'eau, les administrateurs s'assureraient d'une meilleure colonisation de ces ruisseaux par les rivières avoisinantes.

Bien que le nombre d'espèce de poisson semble important dans nos ruisseaux, ils sont quand même indicateurs d'une mauvaise qualité d'habitats et de l'eau, puisqu'ils sont pour la plupart tolérants à la pollution. Une plus grande diversité de formes et de fonctions à travers les espèces pourrait être atteinte si la complexité de l'habitat (hétérogénéité ajoutée par des débris ligneux, seuils et zone de courant, plantes aquatiques, substrats de tailles diverses) peut être remédiée. La création d'habitat en suivant l'exemple des espèces parapluies (ou espèces clés) est une manière de

s'assurer d'avoir une bonne représentativité d'habitats pour les besoins de plusieurs espèces de poisson plus ou moins tolérantes. En contrepartie, plusieurs auteurs et auteures ont aussi démontré que parfois, la création d'habitats est vaine pour certains écosystèmes et certaines communautés biotiques (Bond et Lake, 2003; Violin *et al*, 2010; Sudduth *et al*, 2011). Il serait alors probablement plus bénéfique de diversifier les tactiques et les cibles d'aménagements, afin de s'assurer de leur succès (Palmer *et al*, 2010).

Finalement, les municipalités auraient intérêt à considérer les ruisseaux urbains comme étant partie intégrante du paysage urbain. La ville de Laval déposait en 2017 son schéma d'aménagement (Ville de Laval, 2017), et bien qu'une section traitant des cours d'eau internes y soit clairement indiquée, aucun plan d'aménagement pour ces ruisseaux n'y est présenté. Sur les 250km de ruisseaux qui sillonnent la ville, seulement 10km y sont verbalisés. Ceci étant dit, les administrateurs de la ville reconnaissent qu'ils ont le plein pouvoir de législation sur les cours d'eau de leur territoire, et que les espèces de poisson qu'on y trouve sont des espèces tolérantes à la pollution (Ville de Laval, 2017). La ville est également membre du Conseil des Bassins Versants des Milles-Îles (COBAMIL), organisme sans but lucratif dont la mission est « *d'œuvrer à la protection et à la préservation des ressources en eau à titre de table de concertation reconnue en gestion intégrée des ressources en eau (GIRE) sur son territoire d'intervention. Il agit comme ressource professionnelle et scientifique qui sensibilise et incite les acteurs des milieux public, privé et associatif, ainsi que les citoyens, à agir en fonction d'une vision concertée et qui les supporte par une offre de services de qualité* ». Ainsi, la protection de ses ruisseaux semble être une préoccupation pour l'administration de Laval. En reconnaissant les ruisseaux comme étant partie prenante du territoire naturel de Laval, l'administration serait en mesure de mieux planifier le zonage pour éviter la perte d'habitats aquatiques sur son territoire. Plusieurs fonctions écosystémiques des cours d'eau sont bénéfiques pour

l'homme, mais surtout pour la nature elle-même (Meyer *et al*, 2005), il serait donc dommage de devoir perdre ces fonctions par manque de planification et vision.

De plus, il semble y avoir un engouement dans la littérature afin d'identifier une variable unique capable de caractériser l'amplitude du développement urbain dans un bassin versant. De cette manière, prétend-t-on, les patrons seraient plus facilement observables, les corrélations entre variables pourraient être simplifiées, et la communication entre scientifiques et urbanistes y serait facilitée. Par contre, l'étalement et le développement urbain se fait de manière très différente selon la ville, le paysage, et les lois en vigueur. De plus, il est souvent accompagné d'une série d'aménagements ou d'atténuation différentes selon la ville, dont le but est de réduire les impacts sur les cours d'eau en aval du développement. De cette façon, il semble improbable qu'une simple corrélation existe entre une métrique simple d'urbanisation et la condition de ses systèmes aquatiques (Booth et Jackson, 1997)

Notre besoin de suivre de près les changements des communautés biologiques des ruisseaux et de leurs habitats augmente au même rythme que la population urbaine et l'empreinte écologique des villes. Ainsi, les résultats de cette étude devraient donc être transférés dans un processus de gestion de l'espace urbain durable. Qui plus est, les villes en transition doivent se doter d'un développement urbain durable, respectant à la fois la persistance d'habitats aquatiques dans les ruisseaux qui supportent des communautés biotiques diverses et résilientes, mais également les fonctions écosystémiques de ces ruisseaux. Les conséquences de l'urbanisation et ses impacts sur les écosystèmes aquatiques sont nécessairement fonctions des décisions, mais surtout des actions que nous prenons dès maintenant afin de les préserver.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- ACPPU, Association Canadienne des Professeures et Professeurs d'Université. 2016. *Guide de Reconnaissance du Territoire Traditionnel*. 11p.
- Alberti, M. 2005. The Effects Of Urban Patterns On Ecosystem Function. *International Regional Science Review*. 28:168-192.
- Allan, J. D. & A. S. Flecker. 1993. Biodiversity Conservation In Running Waters. *BioScience*. 43:32-43.
- Allan, J. D. 2004. Landscapes And Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35:257-284.
- Allan, J. D. & M. M. Castillo. 2007. *Stream Ecology: Structure And Function Of Running Waters*. Springer Publishing. 436 p.
- Argent, D. G., Bishop, J. A., Stauffer, J. R., Carline, R. F., & W. L. Myers. 2003. Predicting Freshwater Fish Distributions Using Landscape-Level Variables. *Fisheries Research*. 60:17-32.
- Astorga, A., Oksanen, J., Luoto, M., Soininen, J., Virtanen, R., & T. Muotka. 2012. Distance Decay Of Similarity In Freshwater Communities: Do Macro - And Microorganisms Follow The Same Rules? *Global Ecology and Biogeography*. 21:365-375.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C
- Barton, D. R., & J. L. Metcalfe-Smith. 1992. A Comparison Of Sampling Techniques And Summary Indices For Assessment Of Water Quality In The Yamaska River, Quebec, Based On Benthic Macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and assessment*, 21:225-244.
- Baselga, A. 2010. Partitioning The Turnover And Nestedness Components Of Beta Diversity. *Global Ecology and Biogeography*. 19:134-143.

- Beisner, B. E., Peres-Neto, P. R., Lindström, E. S., Barnett, A., & M.L. Longhi. 2006. The Role Of Environmental And Spatial Processes In Structuring Lake Communities From Bacteria To Fish. *Ecology*. 87:2985-2991.
- Bernhardt, E. S. & M. Palmer. 2007. Restoring Streams In An Urbanizing World. *Freshwater Biology*. 52:738–751.
- Bechara, J. A., Moreau, G., & D. Planas. 1992. Top-Down Effects Of Brook Trout (*Salvelinus Fontinalis*) In A Boreal Forest Stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 49:2093-2103.
- Biggs, B. J. 2000. Eutrophication Of Streams And Rivers: Dissolved Nutrient-Chlorophyll Relationships For Benthic Algae. *Journal of the North American Benthological Society*. 19:17-31.
- Biksey, T. M., & E. D. Gross. 2001. The Hyporheic Zone: Linking Groundwater And Surface Water—Understanding The Paradigm. *Remediation Journal*. 12:55-62.
- Boano, F., Demaria, A., Revelli, R., & L. Ridolfi. 2010. Biogeochemical Zonation Due To Intrameander Hyporheic Flow. *Water Resources Research*. 46:1-13.
- Bond, N. R., & P. S. Lake. 2003. Local Habitat Restoration In Streams: Constraints On The Effectiveness Of Restoration For Stream Biota. *Ecological Management & Restoration*. 4:193-198.
- Booth, D. B. 1990. Stream-Channel Incision Following Drainage-Basin Urbanization. *Journal of the American Water Resources Association*. 26: 407-417.
- Booth, D. B., & C. R. Jackson. 1997. Urbanization Of Aquatic Systems: Degradation Thresholds, Stormwater Detection, And The Limits Of Mitigation. *Journal of the American Water Resources Association*. 33: 1077-1090.
- Booth, D. B., Karr, J. R., Schauman, S., Konrad, C. P., Morley, S. A., Larson, M. G., & S. J. Burges. 2004. Reviving Urban Streams: Land Use, Hydrology, Biology, And Human Behavior. *Journal Of The American Water Resources Association*. 40:1351-1364.
- Borcard, D., F. Gillet, and P. Legendre. 2011. *Numerical Ecology With R*. Springer Publishing. 306 p.

- Brabec, E., Schulte, S. & P.L. Richards. 2002. Impervious Surfaces And Water Quality: A Review Of Current Literature And Its Implications For Watershed Planning. *Journal of Planning Literature*. 16:499–514.
- Bressler, D. W., Paul, M. J., Purcell, A. H., Barbour, M. T., Rankin, E. T., & V. H. Resh. 2009. Assessment Tools for Urban Catchments: Developing Stressor Gradients. *Journal Of The American Water Resources Association*. 45:291-305.
- Brown, L. R., T. F. Cuffney, J. F. Coles, F. Fitzpatrick, G. McMahon, J. Steuer, a H. Bell & J. T. May. 2009. Urban Streams Across The USA: Lessons Learned From Studies In 9 Metropolitan Areas. *Journal of the North American Benthological Society*. 28:1051–1069.
- Brown, B. L. & C. M. Swan. 2010. Dendritic Network Structure Constrains Metacommunity Properties In Riverine Ecosystems. *Journal of Animal Ecology*. 79:571-580.
- Caissie, D. 2006. The Thermal Regime Of Rivers: A Review. *Freshwater Biology*. 51:1389-1406.
- Cardenas, M. B., Wilson, J. L. & V. A. Zlotnik. 2004. Impact Of Heterogeneity, Bed Forms, And Stream Curvature On Subchannel Hyporheic Exchange. *Water Resources Research*. 40:1-13
- Childs, M. R., Clarkson, W. R. & T. Robinson. 1998. Road Crossings as Barriers to Small-Stream Fish Movement. *Transactions of the American Fisheries Society*. 8487:620–629.
- Collier, K. J. & B. L. Clements. 2011. Influences Of Catchment And Corridor Imperviousness On Urban Stream Macroinvertebrate Communities At Multiple Spatial Scales. *Hydrobiologia*. 664:35–50.
- Copp, G. H. 2003. Is Fish Condition Correlated With Water Conductivity? *Journal of Fish Biology*. 63:263–266.
- Crago, J., Corsi, S. R., Weber, D., Bannerman, R., & R. Klaper. 2011. Linking Biomarkers To Reproductive Success Of Caged Fathead Minnows In Streams With Increasing Urbanization. *Chemosphere*. 82:1669-1674.

- Davey, A. J. H. & D. J. Kelly. 2007. Fish Community Responses To Drying Disturbances In An Intermittent Stream: A Landscape Perspective. *Freshwater Biology*. 52:1719-1733.
- Desroches, J.-F., & I. Picard. 2013. *Poissons D'eau Douce Du Québec Et Des Maritimes*, 1st ed. Éditions Michel Quintin. 472 p.
- Duhaime, J. 2012. *Predictable Changes in Abundance, Composition, and Size Structure of Fish and Macroinvertebrates Along an Urbanization Gradient in the Ottawa-Gatineau Area*. University of Ottawa.
- Elliott, J. M. 2000. Pools As Refugia For Brown Trout During Two Summer Droughts: Trout Responses To Thermal And Oxygen Stress. *Journal of Fish Biology*. 56:938-948.
- Elmore, A. J., & S. S. Kaushal. 2008. Disappearing Headwaters: Patterns Of Stream Burial Due To Urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 6:308-312.
- Erős, T., Takács, P., Specziár, A., Schmera, D., & P. Sály. 2017. Effect Of Landscape Context On Fish Metacommunity Structuring In Stream Networks. *Freshwater Biology*. 62:215-228.
- Fausch, K. D., Torgersen, C. E., Baxter, C. V., & C. H. W. Li. 2002. Landscapes To Riverscapes: Bridging The Gap Between Research And Conservation Of Stream Fishes. *BioScience*. 52:483-498.
- Feller, M. C. 1981. Effects of clearcutting and slashburning on stream temperature in southwestern British Columbia. *Journal of the American Water Resources Association*. 17: 863-867.
- Fitzpatrick, F. A., Diebel, M. W., Harris, M. A., Arnold, T. L., Lutz, M. A., & K. D. Richards. 2005. Effects Of Urbanization On The Geomorphology, Habitat, Hydrology, And Fish Index Of Biotic Integrity Of Streams In The Chicago Area, Illinois And Wisconsin. *American Fisheries Society Symposium*. 47:87-115.
- Franssen, J., Lapointe, M. & P. Magnan. 2014. Geomorphic Controls On Fine Sediment Reinfiltration Into Salmonid Spawning Gravels And The Implications For Spawning Habitat Rehabilitation. *Geomorphology*. 211:11-21.

- Frissell, C., Liss, W. J., Warren, C. E. & M. D. Hurley. 1986. A Hierarchical Framework For Stream Habitat Classification: Viewing Streams In A Watershed Context. *Environmental Management*. 10:199–214.
- Frothingham, K. M., Rhoads, B. L. & E. E. Herricks. 2001. Stream Geomorphology and Fish Community Structure in Channelized and Meandering Reaches of an Agricultural Stream. *American Geophysical Union*. 4:105–117.
- Furse, M., Hering, D., Moog, O., Verdonschot, P., Johnson, R. K., Brabec, K., Gritzalis, K., Buffagni, A., Pinto, P., Friberg, N., Murray-Bligh, J., Kokes, J., Alber, R., Usseglio-Polatera, P., Haase, P., Sweeting, R., Bis, B., Szoszkiewicz, K., Soszka, H., Springe, G., Sporka, F., & I. Krno. 2006. The STAR Project: Context, Objectives And Approaches. *Hydrobiologia*. 566:3–29.
- Gerhard, P., Moraes, R., & S. Molander. 2004. Stream Fish Communities And Their Associations To Habitat Variables In A Rain Forest Reserve In Southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*. 71:321–340.
- Gorman, O. T., & J. R. Karr. 1978. Habitat Structure And Stream Fish Communities. *Ecology*. 59:507–515.
- Grenouillet, G., Brosse, S., Tudesque, L., Lek, S., Baraillé, Y., & G. Loot. 2008. Concordance Among Stream Assemblages And Spatial Autocorrelation Along A Fragmented Gradient. *Diversity and Distributions*. 14:592–603.
- Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Grace, S., Grove, J.M., Pouyat, R. V., Yesilonis, I. C., Zipperer, W. C. & G. S. Brush. 2003. Down By The Riverside: Urban Riparian Ecology. *Frontiers In Ecology And The Environment*. 1:315–321.
- Harrington, R.A., Poff, N.L.R. & B. C. Kondratieff. 2016. Aquatic Insect Beta-Diversity Is Not Dependent On Elevation In Southern Rocky Mountain Streams. *Freshwater Biology*. 61:195–205.
- Hering, D., Johnson, R. K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., & P. F. Verdonschot. 2006. Assessment Of European Streams With Diatoms, Macrophytes, Macroinvertebrates And Fish: A Comparative Metric - Based Analysis Of Organism Response To Stress. *Freshwater Biology*. 52:1757–1785.
- Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K. O. & J. S. Birnbaum. 2007. Local And Regional Determinants Of Stream Fish Assemblage Structure: Inferences Based On Taxonomic Vs. Functional Groups. *Journal of Biogeography*. 34:324–338.

- Hynes, H.B.N. 1975. The Stream And Its Valley. *Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.* 19:1-15.
- Institut de la Statistique du Québec. 2014. *Bulletin Statistique Régional*, Édition 2014 - Laval, Québec. 28 p.
- Jansson, R., Nilsson, C. & B. Malmqvist. 2007. Restoring Freshwater Ecosystems In Riverine Landscapes: The Roles Of Connectivity And Recovery Processes. *Freshwater Biology*. 52:589–596.
- Jiang, L. & B. C. O'Neill. 2015. Global Urbanization Projections For The Shared Socioeconomic Pathways. *Global Environment Change*. 42:193-199.
- Keck, B.P, Marion, Z. H., Martin, D. J., Kaufman, J. C., Harden, C. P., Schwartz, J.S. & R. J. Strange. 2014. Fish Functional Traits Correlated with Environmental Variables in a Temperate Biodiversity Hotspot. *PLoS ONE*. 9:1-9.
- Kilgour, B.W. & D. R. Barton. 1999. Associations Between Stream Fish And Benthos Across Environmental Gradients In Southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology*. 41:553–566.
- King, R. S., Baker, M. E., Whigham, D. F., Weller, D. E., Jordan, T. E., Kazyak, P. F. & M. K. Hurd. 2005. Spatial Considerations for Linking Watershed Land Cover To Ecological Indicators in Streams. *Ecological Applications*. 15:137–153.
- Klauda, R., Kazyak, P., Stranko, S., Southerland, M., Roth, N., & J. Chaillou. 1998. Maryland Biological Stream Survey: A State Agency Program To Assess The Impact Of Anthropogenic Stresses On Stream Habitat Quality And Biota. *Environmental Monitoring and Assessment*. 51:299-316.
- Knouft, J. H. & M. L. Chu. 2015. Using Watershed-Scale Hydrological Models To Predict The Impacts Of Increasing Urbanization On Freshwater Fish Assemblages. *Ecohydrology*. 8:273–285.
- Kondolf, G. M. 2003. *Tools in Fluvial Geomorphology*. Wiley. 560 p.
- Konrad, C.P. & D. B. Booth. 2005. Hydrologic Changes in Urban Streams and Their Ecological Significance. *American Fisheries Society Symposium*. 47:157–177.
- Lake, P. S., Bond, N. & P. Reich. 2007. Linking Ecological Theory With Stream Restoration. *Freshwater Biology*. 52:597–615.

- Laliberté, E. 2008. Analyzing Or Explaining Beta Diversity? Comment. *Ecology*. 89:3232-3237.
- Laliberté, E. & P. Legendre. 2010. A Distance-Based Framework For Measuring Functional Diversity From Multiple Traits. *Ecology*. 91:299–305.
- Lammert, M. & J. D. Allan. 1999. Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environmental Management*. 23:257–270.
- LaViolette, N., Fournier, D., Dumont, P. & Y. Mailhot. 2003. *Caractérisation Des Communautés De Poissons Et Développement D'un Indice D'intégrité Biotique Pour Le Fleuve Saint-Laurent, 1995-1997*. Direction De La Recherche Sur La Faune, Société De La Faune Et Des Parcs Du Québec.
- Lawrence, J. E., Skold, M. E., Hussain, F., Silverman, D. R., Resh, V. H., Sedlak, D. L., Luthy, R. G., & J. E. McCray. 2013. Hyporheic Zone in Urban Streams: A Review and Opportunities for Enhancing Water Quality and Improving Aquatic Habitat by Active Management. *Environmental Engineering Science*. 30:480–501.
- Leahy, P. P., Ryan, B. J., & A. I. Johnson. 1993. An Introduction To The US Geological Survey's National Water Quality Assessment Program. *Journal of the American Water Resources Association*. 29:529-532.
- Legendre, P., Borcard, D. & P. Peres-Neto. 2008. Analyzing Or Explaining Beta Diversity? Comment. *Ecology*. 89:3238-3244.
- Legendre, P. & L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology*, 3rd english edition. Elsevier. 990 p.
- Legendre, P. & M. De Cáceres. 2013. Beta Diversity As The Variance Of Community Data: Dissimilarity Coefficients And Partitioning. *Ecology Letters*. 16:951–963.
- Leidy, R. A. & P. B. Moyle. 1998. *Conservation Status Of The World's Fish Fauna: An Overview*. In *Conservation Biology*. Springer Publishing. 187-227.
- Leopold, L. B. 1973. River Channel Change With Time. *Geological Society of America Bulletin*. 84:1845-1860.

- LeSage, L. & P. P. Harper. 1976. Notes On The Life History Of The Toed-Winged Beetle *Anchytarsus bicolor* (Melsheimer) (Coleoptera: Ptilodactylidae). *The Coleopterists' Bulletin*. 30:233-238.
- Lund, S. G., Caissie, D., Cunjak, R. A., Vijayan, M. M., & B. L. Tufts. 2002. The Effects Of Environmental Heat Stress On Heat-Shock Mrna And Protein Expression In Miramichi Atlantic Salmon (*Salmo Salar*) Parr. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 59:1553-1562.
- Mackay, R. J. & J. Kalff. 1969. Seasonal Variation In Standing Crop And Species Diversity Of Insect Communities In A Small Quebec Stream. *Ecology*. 50:101-109.
- Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W., & D. F. Westlake. 2001. The Interaction Between Water Movement, Sediment Dynamics And Submersed Macrophytes. *Hydrobiologia*. 444:71-84.
- Maier, H. S. & K. W. Howard. 2011. Influence Of Oscillating Flow On Hyporheic Zone Development. *Groundwater*. 49:830-844.
- Maloney, K. O., & P. Munguia. 2011. Distance Decay Of Similarity In Temperate Aquatic Communities: Effects Of Environmental Transition Zones, Distance Measure, And Life Histories. *Ecography*. 34:287-295.
- MAMROT. 2014. *Évaluation De Performance Des Ouvrages Municipaux D'assainissement Des Eaux Pour l'année 2013*. Québec : MAMROT.
- May, C. W., Horner, R. R., Karr, J. R., Mar, B. W., & E. B. Welch. 1999. Effects of urbanization on small streams in the Puget Sound ecoregion. *Watershed Protection Techniques*. 2: 483-494.
- McBride, M. & D. B. Booth. 2005. Urban Impacts on Physical Stream Condition: Effects of Spatial Scale, Connectivity, and Longitudinal Trends. *Journal of the American Water Resources Association*. 41:565-580.
- McDonnell, M. J. & S.T. Pickett. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*. 71:1232-1237.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization As A Major Cause Of Biotic Homogenization. *Biological Conservation*. 127:247-260.

- McKinney, M. L. 2008. Effects Of Urbanization On Species Richness: A Review Of Plants And Animals. *Urban Ecosystems*, 11:161-176.
- McMillan, S. K., Tuttle, A. K., Jennings, G. D. & A. Gardner. 2014. Influence of Restoration Age and Riparian Vegetation on Reach-Scale Nutrient Retention in Restored Urban Streams. *Journal of the American Water Resources Association*. 50:626-638.
- Ministère Du Développement Durable, De l'Environnement, De La Faune Et Des Parcs (MDDEFP). 2013. Guide De Surveillance Biologique Basée Sur Les Macroinvertébrés Benthiques D'eau Douce Du Québec – Cours D'eau Peu Profonds À Substrat Grossier. 2e édition : 88 p.
- Meffe, G. K. & A. L. Sheldon. 1988. The Influence Of Habitat Structure On Fish Assemblage Composition In Southeastern Blackwater Streams. *American Midland Naturalist*. 120:225-240.
- Meyer, J. L., Paul, M. J. & W. K. Taulbee. 2005. Stream Ecosystem Function In Urbanizing Landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*. 24:602-612.
- Miller, J.R. & R.C. Kochel. 2010. Assessment Of Channel Dynamics, In-Stream Structures And Post-Project Channel Adjustments In North Carolina And Its Implications To Effective Stream Restoration. *Environmental Earth Sciences*. 59:1681–1692.
- Mimouni, E. A., Pinel-Alloul, B., & B. E. Beisner. 2015. Assessing Aquatic Biodiversity Of Zooplankton Communities In An Urban Landscape. *Urban Ecosystems*. 18:1353-1372.
- Moore, M., Gould, P. & B. S. Keary. 2003. Global Urbanization And Impact On Health. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 206:269–78.
- Morgan, R. P. & S. F. Cushman. 2005. Urbanization Effects On Stream Fish Assemblages In Maryland, USA. *Journal of the North American Benthological Society*. 24:643-655.
- Morlon, H., Chuyong, G., Condit, R., Hubbell, S., Kenfack, D., Thomas, D., Valencia, R. & J. L. Green. 2008. A General Framework For The Distance–Decay Of Similarity In Ecological Communities. *Ecology Letters*. 11:904-917.

- Nekola, J. C. & P. S. White. 1999. The Distance Decay Of Similarity In Biogeography And Ecology. *Journal of Biogeography*. 26:867-878.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, R., Chan, K. M., Daily, G. C., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T. H. & R. Shaw. 2009. Modeling Multiple Ecosystem Services, Biodiversity Conservation, Commodity Production, And Tradeoffs At Landscape Scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7:4-11.
- Olden, J. D. 2006. Biotic Homogenization: A New Research Agenda For Conservation Biogeography. *Journal of Biogeography*. 33:2027-2039.
- Olden, J. D. & R. J. Naiman. 2010. Incorporating Thermal Regimes Into Environmental Flows Assessments: Modifying Dam Operations To Restore Freshwater Ecosystem Integrity. *Freshwater Biology*. 55:86-107.
- Osborne, L. & D. Kovacic. 1993. Riparian Vegetated Buffer Strips In Water-Quality Restoration And Stream Management. *Freshwater Biology*. 29:243-258.
- Palmer, M. A., Menninger, H. L. & E. Bernhardt. 2010. River Restoration, Habitat Heterogeneity And Biodiversity: A Failure Of Theory Or Practice? *Freshwater Biology*. 55:205-222.
- Patton, C.J. & J. R. Kryskalla. 2003. Methods Of Analysis By The U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory – *Evaluation Of Alkaline Persulfate Digestion As An Alternative To Kjeldahl Digestion For Determination Of Total And Dissolved Nitrogen And Phosphorus*. U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report, 03-4174.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer. 2001. Streams In The Urban Landscape. *Annual Review Of Ecology And Systematics*. 32:333-365.
- Pépino, M., Rodríguez, M. A., & P. Magnan. 2012. Fish Dispersal In Fragmented Landscapes: A Modeling Framework For Quantifying The Permeability Of Structural Barriers. *Ecological Applications*. 22:1435-1445.
- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S. & D. Borcard. 2006. Variation Partitioning Of Species Data Matrices: Estimation And Comparison Of Fractions. *Ecology*. 87:2614-2625.
- Peters, N. E. 2009. Effects Of Urbanization On Stream Water Quality In The City Of Atlanta, Georgia, USA. *Hydrological Processes*. 23:2860-2878.

- Pinder, M. J. & R. P. Morgan. 1995. Interactions Of Ph And Habitat On Cyprinid Distributions In Appalachian Streams Of Maryland. *Transactions of the American Fisheries Society*. 124:94-102.
- Poff, N. L. & J. D. Allan. 1995. Functional Organization Of Stream Fish Assemblages In Relation To Hydrological Variability. *Ecology*. 76:606-627.
- Pollock, M. M., Naiman, R. J., & T. A. Hanley. 1998. Plant Species Richness In Riparian Wetlands-A Test Of Biodiversity Theory. *Ecology*. 79:94-105.
- Pope, K. L. & D. W. Willis. 1996. Seasonal Influences On Freshwater Fisheries Sampling Data. *Reviews in Fisheries Science*. 4:57-73.
- Portt, C. B., Coker, G. A., Ming, D. L. & R.G. Randall. 2006. A Review Of Fish Sampling Methods Commonly Used In Canadian Freshwater Habitats. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2604 p.
- QGIS Development Team. 2016. *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project.
- R Core Team. 2014. *R: A Language And Environment For Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rahel, F. J. 2007. Biogeographic Barriers, Connectivity And Homogenization Of Freshwater Faunas: It's A Small World After All. *Freshwater Biology*. 52:696-710.
- Resh, V. H. 2008. Which Group Is Best: Attributes Of Different Biological Assemblages Used In Freshwater Biomonitoring Programs. *Environmental Monitoring Assessment*. 138:131-138.
- Rhoads, B. L., Schwartz, J. S. & S. Porter. 2003. Stream Geomorphology, Bank Vegetation, And Three-Dimensional Habitat Hydraulics For Fish In Midwestern Agricultural Streams. *Water Resources Research*. 39:1-14.
- Riley, S. P., Sauvajot, R. M., Fuller, T. K., York, E. C., Kamradt, D. A., Bromley, C., & R. K. Wayne. 2003. Effects Of Urbanization And Habitat Fragmentation On Bobcats And Coyotes In Southern California. *Conservation Biology*, 17:566-576.
- Rios, S. L. & R. C. Bailey. 2006. Relationship Between Riparian Vegetation And Stream Benthic Communities At Three Spatial Scales. *Hydrobiologia*. 553:153-160.

- Rowe, D. C., Pierce, C. L. & T. F. Wilton. 2009. Fish Assemblage Relationships with Physical Habitat in Wadeable Iowa Streams. *North American Journal of Fisheries Management*. 29:1314–1332.
- Roy, A. H., M. C. Freeman, M. C., Freeman, B. J., Wenger, S. J., Ensign, W. E. & J. L. Meyer. 2005. Investigating Hydrologic Alteration As A Mechanism Of Fish Assemblage Shifts In Urbanizing Streams. *Journal of the North American Benthological Society*. 24:656-678.
- Schlosser, I. J. 1990. Environmental Variation, Life History Attributes, And Community Structure In Stream Fishes: Implications For Environmental Management And Assessment. *Environmental Management*. 14:621–628.
- Schlosser, I. J. 1991. Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective. *BioScience*. 41:704–712.
- Schueler, T.R. 2003. *Impacts Of Impervious Cover On Aquatic Systems*. Research Monograph No. 1. Ellicott City, MD: Center for Watershed Protection.
- Schueler, T. R., Fraley-McNeal, L., & K. Cappiella. 2009. Is Impervious Cover Still Important? Review Of Recent Research. *Journal of Hydrologic Engineering*. 14:309-315.
- Scott, W. B. & E. J. Crossman. 1985. *Freshwater Fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada Bulletin, 184. 966 p.
- Siligato, S. & J. Böhmer. 2001. Using Indicators Of Fish Health At Multiple Levels Of Biological Organization To Assess Effects Of Stream Pollution In Southwest Germany. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*. 8:371-386.
- Stanfield, L. W. & B. W. Kilgour. 2006. Effects of Percent Impervious Cover on Fish and Benthos Assemblages and Instream Habitats in Lake Ontario Tributaries. *American Fisheries Society Symposium*. 48:577–599.
- Sudduth, E. B., Hassett, B. A., Cada, P., & E. S. Bernhardt. 2011. Testing The Field Of Dreams Hypothesis: Functional Responses To Urbanization And Restoration In Stream Ecosystems. *Ecological Applications*. 21:1972-1988.
- Thomas R.E., Gharrett, J.A., Carls, M.G., Rice, S.D., Moles, A. & S. Korn. 1986. Effects Of Fluctuating Temperature On Mortality, Stress, And Energy Reserves Of Juvenile Coho Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*. 115: 52–59.

- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division
2014. *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision*, (ST/ESA/SER.A/366).
- US Environmental Protection Agency. 2006. *Wadeable Streams Assessment: A Collaborative Survey of the Nation's Streams*. Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington DC, 113 p.
- Vannote, R. L., Minshall, W. G., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & C. E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37:130–137.
- Vietz, G. J., Walsh, C. J., & T. D. Fletcher. 2015. Urban Hydrogeomorphology And The Urban Stream Syndrome: Treating The Symptoms And Causes Of Geomorphic Change. *Progress in Physical Geography*. 40:480-492
- Ville de Laval. 2017. *Second Projet De Schéma D'aménagement Et De Développement Révisé De La Ville De Laval*. 612 p.
- Violin, C. R., Cada, P., Sudduth, E. B., Hassett, B. A., Penrose, D. L., & E. S. Bernhardt. 2011. Effects Of Urbanization And Urban Stream Restoration On The Physical And Biological Structure Of Stream Ecosystems. *Ecological Applications*. 21:1932-1949.
- Wallace, A. M., Croft-White, M. V. & J. Moryk. 2013. Are Toronto's Streams Sick? A Look At The Fish And Benthic Invertebrate Communities In The Toronto Region In Relation To The Urban Stream Syndrome. *Environmental Monitoring And Assessment*. 185:7857-7875.
- Walsh, C. J., Fletcher, T. D. & A. R. Ladson. 2005a. Stream Restoration In Urban Catchments Through Redesigning Stormwater Systems: Looking To The Catchment To Save The Stream. *Journal of the North American Benthological Society*. 24:690–705.
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M. & R. P. Morgan. 2005b. The Urban Stream Syndrome : Current Knowledge And The Search For A Cure. *Journal of the North American Benthological Society*. 24:706–723.
- Walsh, C. J., Fletcher, T. D. & G. J. Vietz. 2016. Variability In Stream Ecosystem Response To Urbanization: Unraveling The Influences Of Physiography And Urban Land And Water Management. *Progress in Physical Geography*. 40:714-731.

- Walsh, C. J. & J. A. Webb. 2016. Interactive Effects Of Urban Stormwater Drainage, Land Clearance, And Flow Regime On Stream Macroinvertebrate Assemblages Across A Large Metropolitan Region. *Freshwater Science*. 35:324-339.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P. & R. Gatti. 1997. Influences Of Watershed Land Use On Habitat Quality And Biotic Integrity In Wisconsin Streams. *Fisheries*. 22:6-12.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehi, P., Bannerman, R. & E. Emmons. 2000. Watershed Urbanization And Changes In Fish Communities In Southeastern Wisconsin Streams. *Journal of the American Water Resources Association*. 36:1173-1189.
- Wang, L. Z., Lyons, J. & P. Kanehl. 2001. Impacts Of Urbanization On Stream Habitat And Fish Across Multiple Spatial Scales. *Environmental Management*. 28:255-266.
- Wang, L., Lyons, J., Rasmussen, P., Seelbach, P., Simon, T., Wiley, M., Kanehl, P., Baker, E., Niemela, S. & P. M. Stewart. 2003. Watershed, Reach, And Riparian Influences On Stream Fish Assemblages In The Northern Lakes And Forest Ecoregion, U.S.A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 60:491-505.
- Ward, J. V. 1998. Riverine Landscapes: Biodiversity Patterns, Disturbance Regimes, And Aquatic Conservation. *Biological Conservation*. 83:269-278.
- Warren Jr, M. L., & B. M. Burr. 1994. Status Of Freshwater Fishes Of The United States: Overview Of An Imperiled Fauna. *Fisheries*. 19:6-18.
- Wenger, S. J., Peterson, J. T., Freeman, M. C., Freeman, B. J. & D. D. Homans. 2008. Stream Fish Occurrence In Response To Impervious Cover, Historic Land Use, And Hydrogeomorphic Factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 65:1250-1264.
- Wenger, S.J., Roy, A., Jackson, C., Bernhardt, E., Carter, T., Filoso, S., Gibson, C., Hession, W., Kaushal, S., Marti, E., Meyer, J., Palmer, M., Paul, M., Purcell, A., Ramirez, A. R., Schofield, K., Sudduth, E. & C. Walsh. 2009. Twenty-Six Key Research Questions In Urban Stream Ecology: An Assessment Of The State Of The Science. *Journal of the North American Benthological Society*. 28:1080-1098.

Wetzel, R. G. & G. Likens. 2000. *Limnological Analyses*, 3rd edition. Springer-Verlag. 429 p.

Wichert, G. A. 1995. Effects Of Improved Sewage Effluent Management And Urbanization On Fish Associations Of Toronto Streams. *North American Journal of Fisheries Management*. 15:440-456.

Winner, R. W., Boesel, M. W. & M. P. Farrell. 1980. Insect Community Structure As An Index Of Heavy-Metal Pollution In Lotic Ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37:647-655.